Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent

R. Dufour et P. Ouellet (éditeurs)

Direction régionale des sciences
Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec)
G5H 3Z4

2007

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2744F

Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Canada

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 2744F

2007

RAPPORT D'APERÇU ET D'ÉVALUATION DE L'ÉCOSYSTÈME MARIN DE L'ESTUAIRE ET DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

R. Dufour et P. Ouellet (éditeurs)

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

© Sa majesté la Reine du Chef du Canada, 2007.
N° de cat. Fs 97-6/2744F ISSN 0706-6570

On devra citer la publication comme suit :

Dufour R. et Ouellet P. 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2744F : vii + 123 p.

This publication is also available in English.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES ..... **VI**
LISTE DES TABLEAUX ..... **VI**
RÉSUMÉ ..... **VII**
ABSTRACT ..... **VII**
1.0 INTRODUCTION **1**
2.0 SYSTÈME PHYSIQUE ET CHIMIQUE **2**
2.1 Environnement physique **2**
2.1.1 Structure et caractéristiques géomorphologiques 2
2.1.2 Océanographie physique descriptive 3
2.1.3 Océanographie physique dynamique dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent 6
2.1.4 Forçage 6
2.2 Environnement chimique **10**
2.2.1 Caractéristiques chimiques des masses d'eau 10
2.2.2 Particules en suspension (PS) 10
2.2.3 Substances nutritives 12
2.2.4 Oxygène 14
2.2.5 Carbone organique 16
2.2.6 Métabolisme dans le golfe du Saint-Laurent et flux de carbone 18
3.0 SYSTÈME BIOLOGIQUE **20**
3.1 Communauté planctonique **20**
3.1.1 Bactérioplancton 20
3.1.2 Phytoplancton 20
3.1.3 Zooplancton 21
3.1.4 Ichtyoplancton 23
3.2 Macrophytes **24**
3.2.1 Macroalgues dans le bassin hydrographique du Saint-Laurent 25
3.2.2 Répartition des macroalgues 25
3.2.3 Plantes vasculaires dans le bassin hydrographique du Saint-Laurent 26
3.3 Communauté zoobenthique **29**
3.3.1 Communauté benthique du golfe du Saint-Laurent 29
3.3.2 Communauté benthique de l'estuaire du Saint-Laurent 30

3.4 Communauté de poissons **35**
3.4.1 Poissons marins 35
3.4.2 Poissons diadromes 37
3.5 Mammifères marins et tortue luth **39**
3.5.1 Baleines 39
3.5.2 Phoques du Saint-Laurent 40
3.5.3 Tortue luth (*Dermochelys coriacea*) 41
3.6 Oiseaux marins **41**
4.0 CERTAINS ÉLÉMENTS DE LA DYNAMIQUE ÉCOSYSTÉMIQUE DU GOLFE **43**
4.1 Cycles saisonniers de production biologique **43**
4.2 Complexe estuaire maritime–courant de Gaspé–sud-ouest du golfe **44**
4.3 Nord-ouest du golfe (gyre d'Anticosti) **47**
4.4 Nord-est du golfe **48**
4.5 Changements récents survenus dans le golfe du Saint-Laurent **48**
4.6 Dynamique du réseau trophique marin **48**
5.0 SYSTÈME HUMAIN **51**
5.1 Structures de gouvernance **51**
5.2 Établissement humain et profil socio-économique **52**
5.3 Activités humaines **52**
6.0 IMPACTS DE L'HOMME : FACTEURS DE PERTURBATION RÉSULTANT DE L'ACTIVITÉ HUMAINE **54**
6.1 Dérangement **55**
6.1.1 Dérangement résultant de l'activité de forage sismique et exploratoire de l'industrie pétrolière et gazière 55
6.1.2 Dérangement résultant du trafic maritime dans le Saint-Laurent et le fjord du Saguenay 58
6.2 Impacts des activités de pêche **59**
6.2.1 Prélèvement de biomasse (déséquilibre de la structure du réseau trophique) 59
6.2.2 Dommage causé à l'habitat ou destruction de ce dernier, et pêche fantôme par des engins de pêche perdus ou endommagés 61
6.3 Espèces envahissantes **61**
6.3.1 Importance des espèces envahissantes dans le golfe du Saint-Laurent 62
6.3.2 Potentiel d'introduction et d'expansion de l'aire de répartition des espèces envahissantes 65

6.4 Changements climatiques **67**
6.4.1 Effets potentiels des changements climatiques 68
6.5 Apports d'eau douce **69**
6.5.1 Effets de la variabilité de l'eau douce sur les écosystèmes estuariens, côtiers et marins 70
6.5.2 Impacts sur la biodiversité 72
6.5.3 Liens avec les stocks de poissons 72
6.5.4 Impacts de l'aménagement des cours d'eau sur la variabilité du débit 72
6.6 Contamination chimique **74**
6.6.1 Sources, transport et diffusion 75
6.6.2 Métaux 76
6.6.3 BPC et autres contaminants organochlorés 80
6.6.4 Le site du Irving Whale 83
6.6.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) 83
6.6.6 Composés organométalliques 85
6.6.7 Nouveaux contaminants 88
6.7 Eutrophisation des eaux côtières **89**
6.7.1 Déchets organiques et éléments nutritifs associés aux activités terrestres 90
7.0 ESPÈCES PRÉOCCUPANTES **91**
7.1 Poissons marins **91**
7.2 Poissons diadromes **93**
7.3 Mammifères marins **94**
7.3.1 État de la population de bélugas (espèce menacée) 94
7.3.2 État de la population de marsouins communs (espèce préoccupante) 94
7.3.3 État de la population de rorqual commun (espèce préoccupante) 95
7.3.4 État de la population de rorquals bleus (espèce en voie de disparition) 95
7.4 Phoques **95**
7.4.1 Phoque commun (données insuffisantes) 96
7.5 Macrophytes **96**
8.0 REMERCIEMENTS **99**
9.0 RÉFÉRENCES **100**

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte du golfe du Saint-Laurent montrant les limites de la zone de projet de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent et les caractéristiques bathymétriques les plus importantes. Les isobathes de 100 m et de 200 m sont montrées dans le golfe..... 3

Figure 2. Profil type de la température, de la salinité et de la densité en fonction de la profondeur observé au cours de l'été dans le golfe du Saint-Laurent. La couche intermédiaire froide (CIF) est définie comme étant la partie de la colonne d'eau qui est plus froide que 1°C. La ligne tiretée et pointillée à la gauche montre un profil schématique d'hiver avec des températures se rapprochant du point de congélation dans les premiers 70 mètres. 4

Figure 3. Carte de l'estuaire du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les limites approximatives de l'estuaire moyen (Île d'Orléans à rivière Saguenay/île aux Coudres) et de l'estuaire maritime (rivière Saguenay à Pointe-des-Monts). Modifiée à partir d'une carte produite par le groupe du SIGHAP (Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC). 27

Figure 4. Effet de cascade causé par l'effondrement des stocks de morue et d'autres grands poissons prédateurs sur le plateau néo-écossais à la fin des années 1980 et au début des années 1990. La taille des cercles représente l'abondance relative du niveau trophique correspondant. Les flèches illustrent les effets descendants déduits (tiré de Scheffer *et al.* 2005). 50

Figure 5. Trajectoire des impacts des afflux d'eau douce sur la production marine. 71

Figure 6. Concentrations de métaux ($\mu g\ g^{-1}$) dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime (de 0 à 4 cm) et du golfe du Saint-Laurent (de 0 à 2 cm). D'après Gobeil (1991). 78

Figure 7. Concentrations d'HAP totaux sur des particules en suspension (PAHSPM) et dans des sédiments de surface (PAHSED) observés à quatre sites et concentrations (ng Sn g^{-1} de sédiment sec) de butylétains (TBT, DBT, MBT) dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent. Provient de Antonio Curtosi, UQAR, Rimouski, QC. 84

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des principaux facteurs de perturbation résultant des activités humaines dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent..... 98

RÉSUMÉ

Dufour, R., et Ouellet, P. 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2744F : vii + 123 p.

L'objectif principal de ce rapport est de décrire sommairement les composants, la structure et le fonctionnement de l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent ainsi que de fournir une évaluation préliminaire des principales pressions qu'exercent les activités humaines à l'échelle de l'écosystème. Pour ce faire, le rapport mentionne les espèces et les populations ainsi que les zones géographiques, y compris les zones côtières marines, qui sont importantes à l'échelle de l'écosystème et/ou préoccupantes en raison de la menace et des impacts que la pression humaine occasionne pour l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

ABSTRACT

Dufour, R., and Ouellet, P. 2007. Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2744E: vii + 112 p.

The report's main objective is to provide a descriptive overview of the components, structure and functioning of the Estuary and Gulf of St. Lawrence ecosystem, as well as a preliminary evaluation of the main pressures exerted by human activities at the ecosystem level. In doing so, the report identifies species/populations and geographical areas, including marine coastal areas, which are either significant at the ecosystem level and/or of concern regarding the threat and impacts of human pressure on the Estuary and Gulf of St. Lawrence ecosystem.

1.0 INTRODUCTION

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent constituent l'un des écosystèmes estuariens et marins les plus grands et les plus productifs au Canada et au monde. Avec un bassin versant qui comprend les Grands Lacs, l'écosystème marin du Saint-Laurent reçoit plus de la moitié des apports d'eau douce de la côte atlantique de l'Amérique du Nord. En outre, l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent est fortement influencé par la variabilité des conditions océaniques et climatiques régnant dans l'Atlantique Nord, laquelle variabilité est provoquée par deux phénomènes, un d'origine arctique (le courant du Labrador) et un d'origine tropicale (le Gulf Stream). L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent affichent aussi de grandes variations spatiales et temporelles sur le plan des conditions environnementales et des processus océanographiques. Ce milieu unique offre des conditions idéales pour une communauté biologique et une structure trophique d'une diversité et d'une productivité élevées.

L'écosystème marin du Saint-Laurent est également exposé à une vaste gamme de pressions et d'utilisations humaines qui posent des menaces importantes à son intégrité et à son utilisation durable. L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sont le site de pêches et d'une navigation intensives, en particulier en tant que voie de transport majeure vers l'intérieur du continent. Cet écosystème est aussi de plus en plus utilisé pour la mariculture. L'aménagement du territoire côtier et les utilisations récréatives (y compris l'observation des mammifères marins) sont également des activités importantes dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. L'activité humaine terrestre est très importante le long des côtes de l'estuaire et du golfe ainsi que dans les cours d'eau et les tributaires côtiers et d'amont, y compris les activités industrielles et municipales, l'agriculture et la construction de barrages sur les rivières (pour régulariser les niveaux d'eau et produire de l'hydroélectricité). Or, toutes ces activités ont une incidence sur les apports d'eau douce, de substances nutritives, de matières organiques et de contaminants dans l'écosystème. Enfin, les processus planétaires, comme les changements climatiques et le transport de contaminants sur de longues distances, s'ajoutent à la pression qu'exerce l'homme sur l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

En raison de cette vaste gamme de pressions et d'utilisations humaines, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent ont été parmi les premiers écosystèmes marins au Canada à être reconnus en tant que zone étendue de gestion des océans (ZÉGO) pour laquelle le gouvernement du Canada a dû prendre des mesures en vertu de la *Loi sur les océans* récemment mise en application, afin d'assurer le développement durable des utilisations humaines. En 2000, le projet intitulé « Gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL) » a été lancé sous la direction du secteur des Océans du MPO (Figure 1). Cette initiative constitue la structure de gestion supérieure régissant l'ensemble des plans de gestion intégrée des zones côtières (GIZC), incluant l'établissement de zones de protection marines (ZPM), qui doivent être élaborés aux échelons régionaux et locaux dans l'écosystème,.

Afin de soutenir l'élaboration d'un plan de gestion pour l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, les secteurs des Océans des Régions du Québec, du golfe et Terre-Neuve et Labrador du MPO ont commencé, en 2001, à élaborer un rapport sur l'état des écosystèmes avec la collaboration de scientifiques internes et externes. Le secteur des Sciences du MPO a mené un examen par des pairs en janvier 2005. Le contenu et la structure du rapport ont été passés en revue, et des lacunes en matière d'information ont été relevées.

En février 2005, lors de la lecture de son budget, le gouvernement du Canada a annoncé la mise

en œuvre du Plan d'action pour les océans (PAO). Il a aussi approuvé la poursuite du financement de la première phase échelonnée sur deux ans et comprenant l'élaboration de rapports d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème (RAÉÉ) pour cinq écosystèmes marins du Canada, incluant celui de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. En juillet 2005, on a formé un comité de coordination avec des représentants des secteurs des Océans et des Sciences des Régions du Québec, du golfe, de Terre-Neuve et Labrador et de la Région de la capitale nationale (RCN). Ce comité améliore grandement la collaboration entre l'ensemble des secteurs et des régions qui contribuent à l'atteinte des objectifs de la Phase I du PAO pour l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Cette collaboration s'est révélée particulièrement précieuse dans le cadre de l'initiative de la GIGSL alors que la responsabilité de l'élaboration et de l'achèvement du RAÉÉ, conformément à la Phase I du PAO, a été transférée du secteur des Océans au secteur des Sciences.

Le présent document a été développé à partir d'une ébauche du RAÉÉ de l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent élaboré par le secteur des Océans de différentes régions et inclut également des contributions de scientifiques de ces régions. Les personnes sont : D. Alexander, T. Anderson, J. Brennan, G. Daborn, C. Devigne, J. Lawson, C. Mullins, J. O'Brien, L. Park et D. Sooley de la région de Terre-Neuve et Labrador ; H. Benoit, G. Chaput, M. Chiasson, G.A. Chouinard, L. Currie, I. Frenette, T. Hurlbut, C. Leblanc, J. Legault, R. MacIsaac, R. Morin, C. Morry et D.P. Swain de la région du golfe ; M. Bourgeois, A.–M. Cabana, S. Mark, I. McQuinn, R. Methot, P. Nellis, M. Ringuette, A. Robillard et F. Saucier de la région du Québec ; et S. Guittard, G. Poirier et D. Vecei de la région de la capitale nationale.

2.0 SYSTÈME PHYSIQUE ET CHIMIQUE

2.1 ENVIRONNEMENT PHYSIQUE

2.1.1 Structure et caractéristiques géomorphologiques

Le golfe du Saint-Laurent (GSL) est une mer semi-fermée couvrant une superficie d'environ 240×10^3 km^2 et contenant 3 553 km^3 d'eau. Le golfe s'ouvre sur l'océan Atlantique par le détroit de Cabot (104 km de largeur et 480 m de profondeur) et par le détroit de Belle Isle (16 km de largeur et 60 m de profondeur) (Figure 1). L'estuaire maritime du Saint-Laurent est généralement inclus dans la définition élargie du golfe. La caractéristique la plus importante du golfe du Saint-Laurent est une dépression longue et continue appelée « chenal Laurentien » qui atteint une profondeur de plus de 300 m et s'étend sur environ 1 250 km, du plateau continental jusqu'à l'estuaire. Deux autres chenaux profonds partent du chenal Laurentien : le chenal d'Esquiman, qui s'étend vers le détroit de Belle Isle, et le chenal d'Anticosti, qui s'étend dans le détroit de Jacques-Cartier, au nord de l'île d'Anticosti (Figure 1). En revanche, la partie sud du golfe est un plateau large et peu profond (profondeur moyenne d'environ 80 m). Ces caractéristiques géologiques influent sur la circulation, le mélange et les propriétés des masses d'eau. Par exemple, les eaux profondes du Saint-Laurent entrent depuis l'océan Atlantique par le chenal Laurentien et sont transportées par advection suivant la circulation estuarienne vers la tête du chenal, à l'embouchure de la rivière Saguenay, où se produit un fort mélange avec les eaux qui se trouvent près de la surface.

Le Saint-Laurent possède le quatorzième plus grand bassin versant au monde, avec une superficie de 1 344 000 km^2 et un débit annuel moyen de 10 900 m^3 s^{-1} à la ville de Québec

(Bourgault et Koutitonsky 1999). Le débit d'eau douce total du Saint-Laurent, de la rivière Saguenay, des cours d'eau situés le long de la Côte-Nord et des plus petits tributaires de la côte sud régissent la circulation moyenne (estuarienne) de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent.

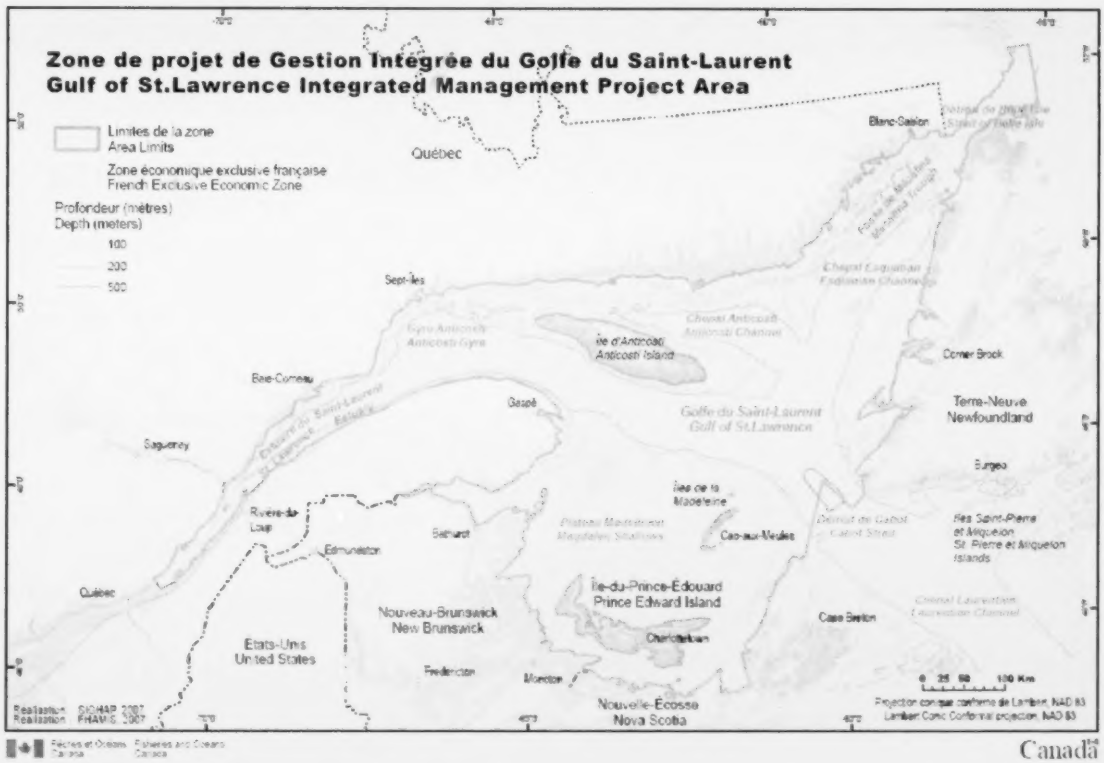

Figure 1. Carte du golfe du Saint-Laurent montrant les limites de la zone de projet de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent et les caractéristiques bathymétriques les plus importantes. Les isobathes de 100 m et de 200 m sont montrées dans le golfe.

2.1.2 Océanographie physique descriptive

Au-dessus des zones profondes (plus de 150 m environ), la colonne d'eau du golfe du Saint-Laurent se compose de trois couches distinctes, à l'exception de l'hiver où domine une structure verticale à deux couches (Figure 2).

À la surface, le réchauffement vernal, les eaux de la fonte des glaces de mer et les eaux de ruissellement continentales produisent chaque année une nouvelle couche d'eau de surface de faible salinité et de température plus élevée. Cette couche dérive vers l'océan Atlantique et se mélange partiellement avec les eaux des plus grandes profondeurs en automne et en hiver. Pendant l'hiver, la couche de surface s'épaissit, en partie à cause de la perte de flottabilité (refroidissement et réduction des volumes d'eaux de ruissellement), mais la plupart du temps à cause du mélange dû aux vents et de la formation des glaces de mer en automne et en hiver (Galbraith 2006). La couche de surface en hiver s'étend sur une profondeur moyenne de 75 m, voire jusqu'à 150 m à certains endroits à la fin mars (les eaux du plateau continental du Labrador qui entrent par le détroit de Belle Isle peuvent atteindre le fond, (à plus de 200 m dans la fosse de

Mécatina) et affiche des températures se rapprochant du point de congélation (-1,8 à 0 °C) (Galbraith 2006). Au printemps, cette couche d'eau froide est emprisonnée sous la nouvelle couche d'eau de surface d'été et est partiellement isolée de l'atmosphère. Elle porte alors le nom de couche intermédiaire froide d'été (CIF). Cette couche persistera jusqu'à l'hiver suivant, se réchauffera et s'approfondira graduellement au cours de l'été (Gilbert et Pettigrew 1997) et plus rapidement au cours de l'automne, au fur et à mesure que s'intensifiera le mélange vertical.

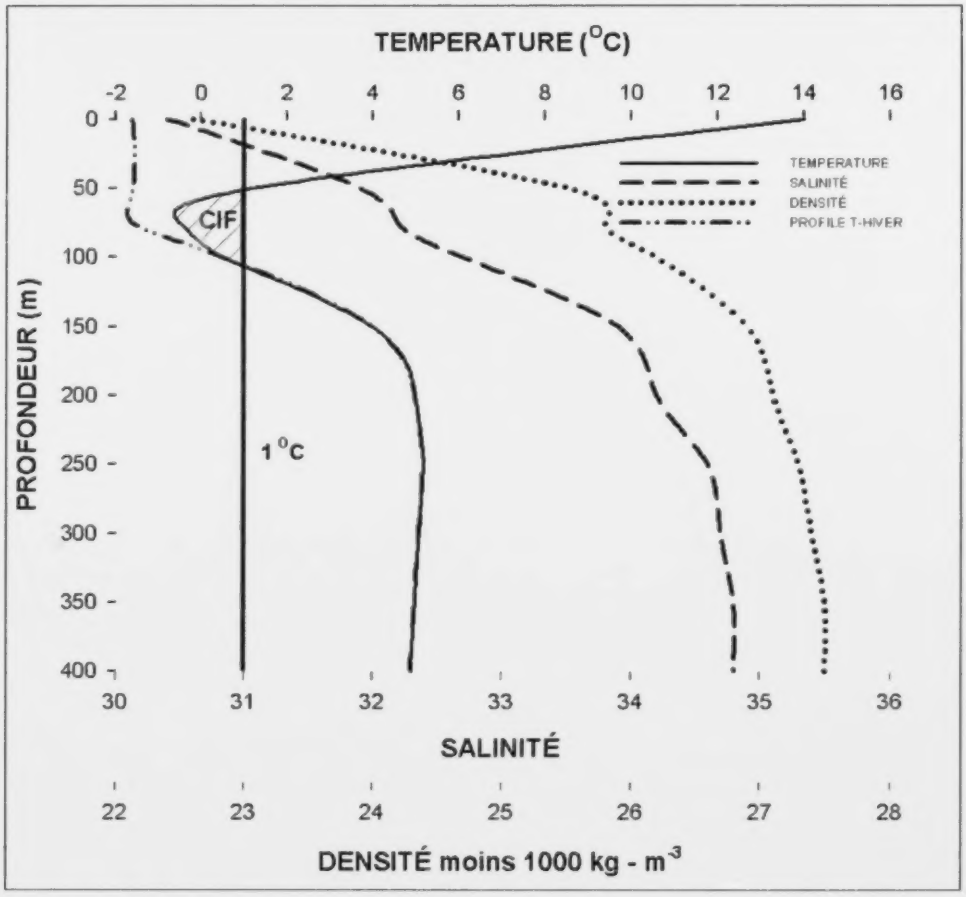

Figure 2. Profil type de la température, de la salinité et de la densité en fonction de la profondeur observé au cours de l'été dans le golfe du Saint-Laurent. La couche intermédiaire froide (CIF) est définie comme étant la partie de la colonne d'eau qui est plus froide que 1°C. La ligne tiretée et pointillée à la gauche montre un profil schématique d'hiver avec des températures se rapprochant du point de congélation dans les premiers 70 mètres.

En hiver, l'eau provient de sources locales et du plateau continental du Labrador, dont les eaux pénètrent par advection par le détroit de Belle Isle (Lauzier et Bailey 1957, Banks 1966, Petrie *et al.* 1998). La fraction des eaux provenant du plateau continental du Labrador a été établie à un minimum de 3 à 30 % (1996-2005), l'écart entre ces pourcentages correspondant à la variabilité interannuelle (Galbraith 2006). L'intrusion des eaux du plateau continental du

Labrador a un impact sur la productivité et la diversité des espèces présentes dans le golfe du Saint-Laurent en raison du transport de substances nutritives et d'espèces de plancton d'origine arctique (voir les sections 2.2.3 et 3.1).

La couche profonde sous la CIF prend son origine à l'entrée du chenal Laurentien et circule vers les têtes des chenaux Laurentien, d'Anticosti et d'Esquiman. Les températures de ces eaux oscillent entre 2 et 6 °C et les salinités, entre 32,5 et 35. Les changements inter-décennaux des températures de ces eaux sont liés à la proportion variable des eaux du courant du Labrador et du talus continental (McLellan 1957, Lauzier et Trites 1958). Ces eaux traversent le détroit de Cabot et se rendent à l'estuaire en deux ans ou plus environ.

Glaces de mer

Au moment de la formation des glaces de mer, le sel est libéré dans la colonne d'eau par le phénomène du rejet de la saumure, augmentant ainsi la salinité et, par conséquent, la densité des couches de surface. Dans les régions où ce processus survient (voir le prochain paragraphe), la convection naturelle peut entraîner le mélange de la colonne d'eau sur plus de 100 m de profondeur, ce qui contribue à la formation de la couche de surface mélangée d'hiver du golfe du Saint-Laurent. La convection hivernale est un élément moteur important de la production primaire du golfe dans son ensemble, car elle permet l'apport de substances nutritives (p.ex. des nitrates) à la surface qui soutiendront le développement du phytoplancton le printemps suivant.

Les glaces de mer commencent à se former en décembre dans l'estuaire, le nord-ouest du golfe ainsi que le long de la Côte-Nord et de la côte sud-est du golfe. Elles se forment également tôt dans le sud du golfe, où les faibles profondeurs limitent le contenu thermique qui peut être emmagasiné dans la colonne d'eau pendant l'été, et ce, malgré les températures chaudes de l'eau. Finalement, les glaces de mer se forment le long de la Côte-Nord, où des épisodes de remontées d'eau dues aux vents refroidissent avec efficacité la colonne d'eau tout en repoussant la glace de la côte, ce qui favorise parfois la création de chenaux côtiers. En février, la formation des glaces de mer devient importante dans tout l'ouest et le nord-est du golfe du Saint-Laurent. Les glaces de mer formées dans l'ouest du golfe dérivent vers le sud-est et s'accumulent dans le sud du golfe. À la mi-février, le manteau glaciel s'accroît davantage dans le sud du golfe et peut commencer à sortir du détroit de Cabot. Des glaces de mer peuvent aussi entrer dans le golfe par le détroit de Belle Isle dès le début de la saison, et de nombreux icebergs peuvent dériver à l'intérieur du golfe au cours du printemps. La tête du chenal Laurentien demeure exempte de glace une majeure partie de l'hiver (Galbraith *et al.* 2002, Saucier *et al.* 2003).

Les dates de prise des glaces et de débâcle, l'étendue maximale du manteau glaciel et l'épaisseur moyenne varient considérablement d'année en année. La température de l'air est le principal indicateur de la quantité de glaces de mer qui se formeront dans le golfe du Saint-Laurent. On peut donc attribuer une grande partie de l'importante variabilité interannuelle à la circulation atmosphérique de grande échelle. Dans le contexte du réchauffement planétaire, les modèles climatiques supposent que le golfe du Saint-Laurent deviendra exempt de glaces toute l'année durant d'ici moins de cinquante ans. Cependant, certaines observations d'un plus grand englacement dans le golfe du Saint-Laurent faites au cours des dernières décennies contredisent cette prévision (Parkingson 2000). Depuis le milieu des années 1990, les températures sont en général douces, mais il est encore trop tôt pour associer ce changement au réchauffement planétaire.

2.1.3 Océanographie physique dynamique dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

2.1.4 Forçage

Le forçage peut être divisé en trois composants : le forçage atmosphérique, le forçage océanique et le ruissellement. Le forçage atmosphérique inclut les vents et la pression atmosphérique, le transfert radiatif (p. ex. chauffage solaire) à la surface de l'océan, les précipitations de même que les échanges d'humidité et de gaz à la surface de mer. Le forçage océanique représente les effets des variations dans l'océan près des limites ouvertes du golfe du Saint-Laurent, y compris les variations du niveau de la mer, les courants et les propriétés de l'eau de mer entrant dans le golfe du Saint-Laurent.

Forçage atmosphérique

Le forçage atmosphérique ainsi que les conditions de glaces au-dessus du golfe du Saint-Laurent définissent les échanges de chaleur, d'eau douce en mouvement et de gaz à l'interface air-mer. Les variables atmosphériques près de la surface jouent des rôles différents et interactifs dans ces cycles. Les vents sont importants dans le déplacement des eaux de surface et l'estimation du transfert de chaleur sensible par la couche atmosphérique inférieure. La couverture nuageuse est le principal facteur qui régit les variations interannuelles du réchauffement vernal. La température de l'air agit directement sur la formation des glaces de mer. L'évaporation varie selon l'humidité, la température à la surface de la mer et les vents. Cette évaporation et les précipitations (pluie et neige) sont associées aux changements saisonniers importants de la salinité de surface dans le golfe du Saint-Laurent.

Koutitonsky et Bugden (1991) traitent de la manière dont la trajectoire de tempête agit sur la direction du vent au-dessus du golfe du Saint-Laurent. D'après les trajectoires dominantes estivales, les orages d'été se déplacent selon un axe sud-ouest/nord-est au nord et à l'ouest du golfe du Saint-Laurent (vents du sud-ouest) ou, encore, selon un axe sud-nord à l'est du golfe du Saint-Laurent (vents du sud). D'après les directions dominantes hivernales, les orages d'hiver passent selon un axe sud-ouest/nord-est au nord et à l'est du golfe du Saint-Laurent (vents du nord-ouest) ou selon un axe ouest-est plus au nord (vents de l'ouest).

Des études ont permis d'estimer la circulation atmosphérique au-dessus du golfe du Saint-Laurent avec une exactitude relativement élevée à l'aide de modèles atmosphériques à haute résolution (p. ex. Mailhot *et al.* 1997, Côté *et al.* 1997a, b). Récemment, Pellerin *et al.* (2004) ont couplé un modèle atmosphérique haute résolution (quatre km) à un modèle interactif glaces-océan et ont démontré que les conditions océaniques glaces-océan au-dessus du golfe du Saint-Laurent modifient considérablement la température au-dessus du golfe du Saint-Laurent et du littoral marin de l'Est canadien. Faucher *et al.* (2004) et Gachon *et al.* (2002) ont également démontré que les conditions glacielles dans le golfe du Saint-Laurent modifient la force du vent, la température de l'air et la couverture nuageuse.

Le flux thermique atmosphère-océan présente un cycle saisonnier fort accompagné d'une perte importante de chaleur sensible en automne et en hiver ainsi que d'un réchauffement radiatif au printemps et en été. Les différences moyennes mensuelles entourant le flux thermique dans les régions du golfe du Saint-Laurent, régies par la stratification locale et les sources de mélange, sont généralement aussi grandes que les variations saisonnières (Saucier *et al.* 2003). Le réchauffement des eaux de surface débute en avril et atteint généralement une valeur maximale en août (Galbraith *et al.* 2002). Selon des études récentes, un changement de 20 % dans la

couverture nuageuse entre avril et juillet pourrait changer la température de la couche mélangée de surface de 1 à 2 °C jusqu'à l'automne (Saucier *et al.* 2003). La direction du flux thermique change à la mi-septembre à mesure que l'air devient plus froid, que la température à la surface de la mer et que le rayonnement incident diminue. À la fin de l'automne et au début de l'hiver, quelques épisodes de vents forts viennent influer sur la perte de chaleur saisonnière moyenne avant la formation du manteau glaciel. Ces forts vents ont donc un effet majeur sur la formation des glaces de mer au cours des mois suivants. Le flux thermique mensuel moyen atteint un sommet en janvier, après quoi il est grandement réduit par le manteau glaciel et la stratification en profondeur.

Forçage océanique

Le golfe du Saint-Laurent est affecté par les changements qui surviennent dans l'océan Atlantique, par l'intermédiaire des détroits qui le relient à l'océan. Les marées et certaines vagues produites dans l'océan peuvent également pénétrer dans le golfe du Saint-Laurent par ces détroits. Ces vagues, en faisant osciller le niveau de la mer et le courant, constituent une source importante et continue de mélange des masses d'eau.

Les eaux comprises entre la surface et 100 à 150 m qui entrent par le détroit de Belle Isle et le détroit de Cabot correspondent aux eaux du plateau continental intérieur qui descendent vers le sud le long de Terre-Neuve. Au–dessous de 150 m, ce sont les eaux du talus continental qui entrent dans le golfe du Saint-Laurent par le détroit de Cabot au bord du plateau continental (Lauzier et Trites 1958, Bugden 1991). Ces eaux sont issues du mélange des eaux du courant du Labrador, de la baie médio-atlantique et du Gulf Stream. Les changements à long terme survenant dans les propriétés des eaux du talus et du plateau continental peuvent expliquer une grande partie des changements interannuels et à plus long terme survenant dans les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent (Bugden 1991). L'une des facteurs possibles pouvant influencer ces variations pourrait être la hauteur de la surface de la mer à long terme, laquelle subit l'incidence des oscillations décennales de la hauteur dynamique des eaux du talus continental (Petrie et Drinkwater 1993). Han *et al.* (2002) ont récemment documenté des variations sous-décennales à grande échelle du niveau de la mer le long du plateau continental de Terre-Neuve et du plateau néo-écossais qu'ils ont reliées à la position du Gulf Stream et à la circulation dans la mer du Labrador. On ne connaît pas encore précisément l'incidence que ces changements à grande échelle et à long terme du niveau de la mer peuvent avoir sur la circulation dans le golfe du Saint-Laurent.

Plusieurs composants des marées astronomiques sont également produits dans l'océan Atlantique et se propagent dans le golfe du Saint-Laurent par les détroits. Les marées sont de caractères mixtes et sont dominées par la marée lunaire semi-diurne (Farquharson 1962 ; Godin, 1979 ; Pingree et Griffiths, 1980 ; Koutitonsky et Bugden, 1991). Les courants de marée qui sont en grande partie barotropes, déclenchent la rectification des marées et se dissipent dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Farquharson 1962 ; Saucier *et al.* 2003). Ils produisent également des courants forts dans des régions peu profondes de l'estuaire et sur la Côte-Nord. Les marées sont également importantes dans le golfe du Saint-Laurent, car elles produisent de l'énergie turbulente par frottement avec le fond et par génération et dissipation d'ondes de gravité internes.

Ruissellement continental

Le cycle hydrologique est caractérisé par une crue printanière forte et par une deuxième pointe

au début de l'automne. Les dossiers historiques, qui remontent au début des années 1920, révèlent une variabilité importante de l'échelle interannuelle à l'échelle interdécennale. Cette variabilité inclut les effets de la régularisation du débit depuis les années 1950 et des conditions météorologiques à grande échelle au-dessus de l'Amérique du Nord (Bourgault et Koutitonsky 1999).

L'effet du débit de l'eau douce de ruissellement sur la circulation est normalement très important dans les estuaires, et cela est certainement vrai aussi pour le golfe du Saint-Laurent. Cependant, étant donné la complexité et la variabilité des processus affectés par le ruissellement ainsi que l'ajout d'autres facteurs importants qui régissent la circulation générale (vents), il n'a pas encore été possible de relier clairement les changements touchant la circulation à ceux touchant le ruissellement. Même dans le cas de la circulation de surface, outre le fait de savoir que l'eau douce de ruissellement est à l'origine de la couche de surface d'été et de sa circulation, peu d'information est disponible sur l'effet qu'ont les variations du débit de l'eau de ruissellement sur la circulation de surface et encore moins sur la circulation à de plus grandes profondeurs. Drinkwater et Gilbert (2004) ont présenté des données qui pourraient indiquer une tendance vers des salinités de surface plus faibles et une stratification plus faible de la couche de surface dans le nord du golfe du Saint-Laurent.

Circulation

La circulation géostrophique moyenne de surface pendant les mois sans glace dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent a été décrite la première fois par Trites (1972) et El-Sabh (1976). Cependant, nous en savons beaucoup moins sur la circulation en dessous de la couche de surface en été ou pendant l'hiver en général, ou sur les variations liées au cycle saisonnier ou aux changements à plus long terme dans le forçage. Les seuls résultats sur la circulation en profondeur à l'échelle du golfe du Saint-Laurent proviennent de Saucier *et al.* (2003).

Les marées dominent dans certaines régions et régissent les variations instantanées affectant les courants. Cela est vrai dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent et d'autres régions peu profondes du golfe du Saint-Laurent. Dans ces régions, on peut prévoir les courants de marée et produire des cartes (Saucier *et al.* 1999). La circulation de surface présente également des caractéristiques très importantes telles que des courants côtiers, des gyres, des grands remous estuariens et des fronts de marée, caractéristiques qui ont toutes fait l'objet d'études récentes (Mertz et El-Sabh 1989, Gratton *et al.* 1988, Mertz *et al.* 1991, Savenkoff *et al.* 1997, Gan *et al.* 1997, Marsden et Gratton 1998, Saucier et Chassé 2000).

Les courants de surface moyens saisonniers dans le golfe du Saint-Laurent ont été calculés avec la méthode décrite dans Saucier *et al.* (2003). Les résultats de ces calculs concordent généralement avec ceux de El-Sabh (1976) et le patron général de la circulation de surface dans le golfe du Saint-Laurent. La caractéristique principale du débit sortant du Saint-Laurent est un courant côtier fort le long de la péninsule gaspésienne (courant de Gaspé) qui disperse l'eau du Saint-Laurent dans le nord-ouest et le sud du golfe. Les eaux du sud du golfe, entre les Îles-de-la-Madeleine, l'Île-du-Prince-Édouard et le côté ouest du Cap-Breton, forment le principal composant du débit sortant du golfe sur le côté ouest du détroit de Cabot. Du côté est de ce détroit, un afflux de l'Atlantique coule en direction nord-est le long de la côte ouest de Terre-Neuve. La gyre cyclonique à l'ouest de l'île d'Anticosti qui caractérise le nord-ouest du golfe a également été bien représentée. Les eaux du détroit de Belle Isle se déplacent vers l'ouest le long de la côte nord-est. Cependant, on a noté de grandes différences entre les années

simulées. Par exemple, on a constaté de grandes différences sur le plan de la circulation moyenne dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre l'été 1998 et l'été 1999. De telles variations sont attribuables aux effets intégrés des différences interannuelles dans les vents, le volume des eaux de ruissellement et les changements de densité qui régissent le climat, la productivité et les propriétés des habitats à l'échelle locale (ventilation, température, etc.).

Une première estimation des cycles saisonniers de la circulation des eaux intermédiaires du golfe du Saint-Laurent a également été effectuée pendant les années 1998 et 1999. La circulation est généralement cyclonique et peut être en partie provoquée par les afflux empruntant le détroit de Belle Isle. En général, les eaux qui entrent en profondeur par le détroit de Belle Isle suivent la Basse-Côte-Nord et circulent par le détroit de Jacques-Cartier ou autour de l'île d'Anticosti pour atteindre le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent quelques mois plus tard. Elles resteront environ un an dans le golfe du Saint-Laurent et sortiront finalement par l'ouest du détroit de Cabot. On a simulé une circulation complexe à l'embouchure de l'estuaire, où surviennent d'importants processus d'échange qui permettent le renouvellement des eaux salées. Dans certaines régions, les variations interannuelles sont plutôt grandes. En automne, les vents forts et la perte de flottabilité des eaux de surface provoquent un approfondissement d'environ 50 à 100 m de la couche de surface mélangée. Dans l'estuaire, cependant, la stratification demeure élevée et empêche la formation in situ d'une couche d'eau froide à une profondeur intermédiaire (Ingram 1983, Saucier *et al.* 2003). Au printemps, avec l'arrivée de la nouvelle couche d'eau douce créée par la crue printanière, la couche froide qui a été formée dans le nord du golfe du Saint-Laurent et le chenal Laurentien devient une masse d'eau sous la surface et peut s'écouler dans l'estuaire.

Dans la couche de 200 à 300 m de profondeur, Gilbert (2004) a démontré que la vitesse moyenne trans-chenal à laquelle les signaux de température se déplacent dans le chenal Laurentien est d'environ 1 cm s^{-1}. Le temps de déplacement depuis le détroit de Cabot jusqu'à l'embouchure de l'estuaire serait donc de deux ans. Les résultats préliminaires fondés sur la simulation de 1997 et de 1998 concordent avec ce résultat (F. Saucier, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC, communication personnelle), car ils démontrent que la circulation sous les 200 m entraîne les eaux du détroit de Cabot jusqu'à l'embouchure de l'estuaire en deux ans environ ; ces résultats laissent aussi entrevoir un cycle saisonnier important et des courants plus forts à l'automne.

Processus de mélange

Les masses d'eau sont modifiées par le mélange provoqué par les marées, les vagues internes, la circulation due aux vents, la circulation due à la densité et la perte de stabilité attribuable à la diminution de la flottabilité de l'eau de surface. Les masses d'eau qui ont une densité identique (isopycnique) ou différente (diapycnique) peuvent se mélanger. Le mélange est habituellement séparé de nouveau en mélange vertical, entre des couches de densités généralement différentes, et en mélange horizontal. Le mélange vertical est le processus qui a le plus d'effets sur les masses d'eau (et également un facteur important au chapitre de la productivité biologique). Les marées qui se déplacent au-dessus des seuils à la tête du chenal Laurentien produisent un effet de mélange très puissant des différentes masses d'eau qui se rencontrent à cet endroit (Steven 1974, Forrester 1974, Ingram 1975, 1976, 1983, 1985, Therriault et Lacroix 1976, El-Sabh 1979, Gagnon et El-Sabh 1980, Galbraith 1992, Bourgault *et al.* 2005). Le mélange maréal est également un modificateur permanent et dominant qui influence les eaux intermédiaires et plus profondes qui se trouvent près de la tête du détroit de Jacques-Cartier et dans le détroit de Belle Isle (Lu *et al.* 2002, Saucier *et al.* 2003). Le mélange dû aux vents, les marées et la stabilité locale des eaux de surface sont des facteurs déterminants de l'épaisseur des couches de surface

d'été et d'hiver (Saucier *et al.* 2003).

Ondes de tempête, vagues du plateau continental et vagues de vent

Les ondes de tempête et les vagues du plateau continental produisent des oscillations du niveau de la mer de l'ordre de 10 à 50 cm, et parfois de plus de 1 m, qui durent quelques heures. Ajoutées aux oscillations de marées, elles peuvent créer des inondations dans les zones littorales du sud du golfe du Saint-Laurent, de la Côte-Nord et de l'estuaire, incluant même les régions plus en amont proches de la ville de Québec. Ces vagues sont produites par l'effet du baromètre inverse et la pression directe qu'exerce le vent sur la surface de mer.

Les ondes de surface sont produites par la pression qu'exerce le vent sur la surface de la mer. Elles peuvent atteindre plusieurs mètres pendant les orages, et la complexité des champs de vent, la topographie ainsi que les interactions avec les courants peuvent en augmenter les effets. Les ondes de surface et les cellules de Langmuir[1] qui les accompagnent sont les principaux éléments moteurs du mélange dans la couche de surface au cours des mois sans glace.

2.2 ENVIRONNEMENT CHIMIQUE

2.2.1 Caractéristiques chimiques des masses d'eau

Les différentes propriétés chimiques des eaux de surface du golfe du Saint-Laurent révèlent un cycle saisonnier fort qui est tributaire du manteau glaciel, du débit d'eau douce, de la stratification et de la circulation. Dans une large mesure, le mélange physique régit la répartition de la plupart des substances nutritives, des matières organiques, des métaux-traces dissous, des matières en suspension et des sédiments du fond. Cela semble particulièrement vrai dans l'estuaire, où la colonne d'eau reste stratifiée plus longtemps qu'ailleurs. Les processus physiques qui surviennent à des échelles de temps variant de quelques heures à une année ou à des échelles spatiales variant de quelques mètres à des kilomètres affectent également les processus biologiques.

2.2.2 Particules en suspension (PS)

De tous les cours d'eau du monde, le Saint-Laurent est celui qui transporte les plus petites quantités de sédiments par unité de bassin versant. Cet état de fait est en partie attribuable aux Grands Lacs, qui forment de grands bassins de sédimentation, mais également aux conditions climatiques et à la géologie du bassin versant. Néanmoins, la répartition spatio-temporelle des particules en suspension (PS) et leurs propriétés granulométriques (composition et taille des particules) doivent être étudiées, étant donné le rôle que jouent les PS dans la sédimentation ainsi que dans les processus biogéochimiques et biologiques.

Transport et répartition des particules en suspension

Dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, les particules sont transportées à la verticale et à l'horizontale par les courants dominants, les gyres et l'action des marées. La gyre d'Anticosti et l'écoulement estuarien tendent à retenir l'eau et à provoquer la sédimentation des particules. Les forces extrêmes des marées dans l'estuaire moyen et les remontées d'eau attribuables à la topographie de la tête des chenaux Laurentien, d'Anticosti et d'Esquiman tendent quant à elles à

[1] Les vents créent des courants de surface qui tournent en spirale autour d'un axe parallèle à la direction du vent.

provoquer le déplacement à la verticale des particules dans la colonne d'eau. Les puissants courants de fond rencontrés dans l'estuaire moyen, le courant de Gaspé, les régimes généraux de circulation dans le golfe et l'échange d'eau par le détroit de Cabot sont toutes des forces qui provoquent le transport des particules sur de longues distances.

Les répartitions géographiques et bathymétriques des PS sont très hétérogènes à l'échelle de l'estuaire et du golfe. Les concentrations de PS en surface peuvent être modifiées par des processus biologiques, comme les proliférations de phytoplancton qui engendrent des maxima localisés, ou par le débit sortant du fleuve qui favorise la remise en suspension des particules. De mai à septembre, les concentrations oscillent entre 0,1 et 250 mg l1, les concentrations maximales étant observées dans les couches de surface (0 à 25 m) pendant la crue printanière et dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire moyen (Poulet *et al.* 1986). Par contre, les concentrations les plus faibles ont été observées en été et en automne.

Zone de turbidité maximale (ZTM)

La zone de turbidité maximale (ZTM) représente une région où les concentrations varient de 50 à 200 mg l1 et peuvent atteindre jusqu'à 400 mg l1 (d'Anglejan 1990). La ZTM du Saint-Laurent est située entre l'île d'Orléans et l'île-aux-Coudres (variation selon la marée et le débit de l'eau douce) dans l'estuaire moyen. Dans cette zone, une amplitude importante des marées et de puissants courants de marée mélangent les eaux douces et salées et rendent l'eau très turbide. Cette zone a des répercussions sur les caractéristiques des PS en aval. Ainsi, des changements importants surviennent dans la composition des éléments à la suite du tri des particules pendant la sédimentation et la remise en suspension et lors de tout processus qui modifie la structure, la texture et la minéralogie des sédiments pendant le dépôt (modification diagénétique) (Gobeil *et al.* 1981, d'Anglejan 1990).

Estuaire maritime du Saint-Laurent

Dans l'estuaire maritime, les concentrations de PS diminuent à toutes les profondeurs à mesure que l'on s'éloigne de la tête de l'estuaire (Yeats *et al.* 1979, Poulet *et al.* 1986, Yeats 1988a). Les concentrations dans les couches intermédiaires et profondes sont relativement stables dans le temps. Les plus fortes variations sont observées dans la couche de surface sous l'influence du débit d'eau douce et des activités biologiques. L'estuaire maritime est considéré comme une zone importante de dépôt. En fait, le volume de dépôt estimé semble dépasser l'apport de sédiments du fleuve estimé ; l'origine de la différence demeure toutefois inconnue (d'Anglejan 1990).

Golfe du Saint-Laurent

La répartition des PS dans la couche d'eau de surface du golfe du Saint-Laurent est étroitement liée à la circulation de l'eau de surface. Sundby (1974) a constaté que les concentrations de cette couche variaient de 0,1 à 2,9 mg l1, les concentrations les plus élevées se trouvant dans les eaux de faible salinité provenant de l'estuaire du Saint-Laurent. Les concentrations les plus faibles sont associées à l'afflux d'eaux de surface salées de l'Atlantique Nord. Les concentrations de PS sont plus élevées dans l'eau qui s'écoule principalement sur le côté sud du détroit de Cabot (150-350 m) que dans l'eau plus profonde qui arrive principalement du centre et du nord du détroit (Yeats 1988a). Pendant l'automne 1998, Larouche (2000) a également relevé des concentrations légèrement plus élevées de PS à la tête du chenal Laurentien et des concentrations plus faibles vers le golfe. Dans le golfe, les concentrations de PS sont faibles sur l'ensemble de la colonne d'eau et peu de variations sont observées entre le détroit de Cabot et Pointe-des-Monts.

La riche couche de particules ou couche néphéloïde située près du fond (moins de 0,4 mg l1 de PS avec une teneur en matières organiques généralement inférieure à 20 % – Yeats, 1988a), est bien développée dans le chenal Laurentien. Une turbidité croissante est observée en raison du frottement des eaux de marée sur le fond (à l'interface sédiments/eau), vers la tête du chenal et dans le chenal d'Esquiman. Des observations in situ ont démontré que les caractéristiques (forme, taille, concentration et vitesse de sédimentation de la neige marine) varient selon plusieurs échelles de temps : de presque instantanément à tous les jours, voire à toutes les saisons (Syvitski et Hutton 1996). Dans golfe du Saint-Laurent, la turbulence près du fond marin brise le floculat (neige marine) après sa longue descente dans la colonne d'eau et crée la couche néphéloïde formée de plus petites particules. Comme cette couche fournit des aliments aux organismes filtreurs benthiques, leurs populations pourraient être affectées par la disponibilité de PS.

Composition des Particules en Suspension

La composition chimique des PS dans l'environnement marin est fonction d'un certain nombre de facteurs, comme le degré de production primaire, le volume des apports terrigènes (matières érodées des terres) et la vitesse d'enfoncement. Il s'agit d'un mélange complexe de molécules organiques et minérales.

Dans le golfe du Saint-Laurent, les composants minéraux des PS sont similaires à ceux de sédiments marins récents. La teneur en matières organiques des PS varie selon l'endroit et est d'ordinaire plus faible dans l'estuaire moyen que dans le golfe. D'après les rapports carbone/azote (C/N), les sources de matières organiques semblent être plus terrigènes dans la région de l'estuaire moyen, tandis qu'elles sont davantage liées à la production marine locale dans les régions de l'estuaire maritime (d'Anglejan 1990).

Bilan des Particules en Suspension pour le golfe

Le bilan estimatif des PS laisse sous-entendre qu'une grande partie des apports en provenance des cours d'eau se dépose dans le bassin du Saint-Laurent ; les particules principalement minérale transportées par les cours d'eau sont différentes des celles qui quittent le golfe. L'exportation nette de PS du golfe est d'un ordre de grandeur inférieur à la quantité transportée par les cours d'eau, et les PS au détroit de Cabot sont en grande partie composées de matières organiques produites in situ dans le golfe. Presque toutes les PS transportées par les cours d'eau se déposent donc dans le golfe. Les PS au détroit de Cabot sont en grande partie composées de matières organiques produites in situ ou matières autogéniques (Yeats 1988a). Les calculs laissent supposer que la remise en suspension et le dépôt locaux de particules représentent environ 40 % du total de la sédimentation du golfe (Strain 1988).

Le transport vertical des particules est assuré par des particules assez grandes à sédimentation rapide (Silverberg *et al.* 1985). La composition de ces dernières est assez différente de celle des sédiments sous-jacents. Cela indique que des processus importants (dégradation et transformation) surviennent à la surface et à l'intérieur des sédiments (Gendron *et al.* 1986, Gobeil *et al.* 1987).

2.2.3 Substances nutritives

Les trois principales substances nutritives présentes dans l'eau de mer sont les nitrates, les phosphates et les silicates. Le nitrate est le plus abondant des composés azotés. D'autres produits

comme le nitrite, l'ammoniaque et les composés organiques contribuent aussi à la productivité biologique. Comparativement aux concentrations de substances nutritives dans les eaux de profondeurs similaires de l'Atlantique Nord, les eaux de fond du golfe du Saint-Laurent sont considérablement plus riches (Coote et Yeats 1979). Cette différence est attribuable au patron général de circulation dans le golfe ainsi qu'à la dégradation et à la reminéralisation qui se produisent dans les eaux plus profondes (Yeats 1988b). Petrie et Yeats (2000) ont constaté que le golfe est la source primaire de nitrate du plateau néo-écossais durant l'hiver et une source importante de nitrate et de silicate au printemps et en été. Comparativement aux régions du Nord et de l'Est, le sud du golfe affiche des concentrations assez faibles de substances nutritives (Brickman et Petrie 2003).

Répartition spatio-temporelle des substances nutritives

Pendant l'été, les eaux de surface affichent généralement de faibles concentrations de nitrates, de phosphates et de silicates, mais ces concentrations augmentent avec la profondeur (Starr *et al.* 2002, 2003). Les hausses des concentrations de nitrates et de phosphates sont atténuées dans la couche de fond, tandis que celles de silicates augmentent avec la profondeur dans toute la colonne d'eau. Les eaux de surface froides d'hiver (couche mélangée d'hiver) affichent des concentrations plus élevées qu'en été, tandis que la couche profonde affiche des concentrations qui demeurent relativement constantes.

Bien que la région du nord-est du golfe affiche des concentrations similaires à celles observées dans le détroit de Cabot, les concentrations des trois principales substances nutritives augmentent du détroit de Cabot jusqu'à l'estuaire maritime (Coote et Yeats 1979, Yeats 1988b, Brickman et Petrie 2003). Les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine affichent des concentrations relativement faibles de substances nutritives (Coote et Yeats 1979).

Processus physiques et zones de grande productivité

Les mécanismes importants qui transportent les substances nutritives jusqu'aux couches de surface, où ils deviennent accessibles aux producteurs primaires, interviennent à différentes échelles temporelles et diffèrent dans les diverses régions du Saint-Laurent. La convection hivernale apporte les substances nutritives à la couche de surface. Au printemps, lorsque les eaux de surface se réchauffent et que la stratification s'amorce (apparition d'une pycnocline ou gradient de densité prononcé), les cellules phytoplanctoniques sont alors emprisonnées dans la couche euphotique, ce qui améliore la production. Par contre, lorsque les substances nutritives s'épuisent, leur renouvellement depuis le fond est empêché par la pycnocline (gradient de densité prononcé), et la production primaire aura tendance à diminuer. La stratification peut donc agir de façon positive ou négative sur la production primaire.

Dans l'estuaire, les mécanismes les plus importants sont le mélange intense d'eau douce et d'eau salée provoqué par les marées et les remontées d'eau à la tête du chenal Laurentien, phénomènes également appelé « pompe à substances nutritives » (Le Fouest *et al.* 2005). L'eau de la couche intermédiaire, relativement riche en substances nutritives, est également mélangée à l'eau de la couche de surface par entraînement avec l'eau du Saint-Laurent. Ces masses d'eau en mouvement forment le courant de Gaspé, qui transporte les substances nutritives le long de la péninsule gaspésienne vers les petits fonds des Îles de la Madeleine et enfin vers le détroit de Cabot. Ces processus hydrographiques permettent une production biologique élevée aussi loin que dans le sud du golfe. Dans le golfe, les substances nutritives sont également transportées par

les remontées d'eau côtières causées par le vent (Côte-Nord, sud de l'île d'Anticosti), des gyres et des remous dus à la flottabilité lors de l'intrusion des eaux du Labrador par le détroit de Belle Isle.

Une vue synoptique des zones et des processus majeurs de productivité biologique par rapport à l'océanographie physique a été mise en évidence au moyen de la modélisation (Le Fouest *et al.* 2005) : 1) la pompe à substances nutritives située à la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, avec des concentrations élevées de nitrates ; 2) le gradient des nitrates au centre de la gyre d'Anticosti ; 3) le mélange maréal dans le détroit de Jacques-Cartier et les remontées d'eaux côtières au nord de l'île d'Anticosti. Les remontées d'eaux côtières sur la Côte-Nord étaient également visibles, bien que moins clairement. Le front (gradient horizontal de la densité de l'eau) associé au courant de Gaspé et situé dans la région nord-ouest du golfe a été aussi identifié. Cette zone est reconnue comme étant fortement productive. Finalement, la région de plongée d'eau située près de la côte de Terre-Neuve (Gilbert et Pettigrew 1993), a été observée. Cette région est caractérisée par de faibles concentrations de nitrates dans les eaux de surface (0-50 m).

Recyclage des substances nutritives

Même si la production primaire épuise les quantités de substances nutritives dans la couche de surface, la réserve de substances nutritives en eau profonde est reconstituée par la décomposition des matières organiques. La régénération des substances nutritives dans les eaux intermédiaires et profondes est également un facteur important sur lequel on s'appuie pour expliquer la répartition et les concentrations de substances nutritives dans le golfe (Yeats 1988b, Savenkoff *et al.* 1996). Une partie du plancton produit dans la couche de surface meurt et descend dans les couches intermédiaire et profonde, où les substances nutritives se régénèrent grâce au processus de reminéralisation bactérienne. En conséquence, les concentrations de substances nutritives augmentent assez rapidement avec la profondeur, et une partie des substances nutritives régénérées est retournée aux couches de surface plus en amont pour être réutilisée par les producteurs primaires, ce qui forme ainsi un cycle nutritif interne dans le golfe. Ce cycle de régénération des substances nutritives sert également à expliquer la hausse des concentrations de substances nutritives dans les eaux profondes du détroit de Cabot jusqu'à l'estuaire (Yeats 1988b, Savenkoff *et al.* 2001).

Étant donné que la régénération des substances nutritives requiert de l'oxygène, on observe une diminution correspondante de la concentration d'oxygène dans les eaux plus profondes du détroit de Cabot jusqu'à l'estuaire. Si l'azote est un facteur limitatif pour la production primaire, un apport accru de cette substance nutritive pourrait signifier une consommation plus élevée d'oxygène dans la couche inférieure, ce qui mènerait probablement à un manque d'oxygène.

2.2.4 Oxygène

L'oxygène se dissout dans l'eau de mer et est en quasi-équilibre avec l'oxygène atmosphérique présent dans la couche de surface mélangée (saturation de 100 % environ). Des processus biologiques et physiques (température et salinité) peuvent avoir une incidence sur les concentrations en oxygène d'une masse d'eau. En outre, des barrières physiques (stratification) peuvent empêcher l'échange gazeux avec l'atmosphère et causer un déséquilibre. D'une manière générale, la répartition de l'oxygène dans le golfe du Saint-Laurent est le résultat net de :

- l'échange gazeux avec l'atmosphère au niveau de la couche de surface ;

– la production biologique d'oxygène dans les eaux de surface par photosynthèse ;

– l'utilisation biologique d'oxygène (respiration) dans toute la colonne d'eau ;

– l'oxydation des matières organiques provoquée par la dégradation bactérienne dans les eaux intermédiaires et profondes ainsi que dans les sédiments.

Un profil vertical type de l'oxygène dissous présente une couche de surface où la saturation en oxygène se situe à près de 100 %, une couche intermédiaire où la saturation en oxygène diminue de façon constante du printemps à l'automne et de faibles valeurs de saturation en oxygène dans les eaux profondes. On observe également un épuisement de l'oxygène dans les eaux profondes depuis détroit de Cabot vers la tête du chenal Laurentien (Yeats 1998b, Gilbert *et al.* 2005).

Variation géographique des concentrations d'oxygène dans la couche de fond

Les valeurs minimales des concentrations d'oxygène révèlent une diminution marquée depuis le détroit de Cabot vers les extrémités ouest et nord du golfe ; les concentrations les plus faibles se trouvent aux extrémités des dépressions profondes, dans les chenaux Laurentien, d'Anticosti et d'Esquiman. Les valeurs de saturation passent de 55 à 60 % dans le détroit de Cabot à environ 20 % dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et à 25 % aux têtes des chenaux d'Anticosti et d'Esquiman.

La réduction de la teneur en oxygène dans le sens d'écoulement de l'eau indique que des processus biogéochimiques oxydatifs locaux altèrent considérablement l'eau entrant dans le chenal Laurentien. Selon les résultats de Yeats (1988b), l'épuisement serait plus ou moins linéaire, ce qui laisse sous-entendre l'existence d'un mécanisme d'oxydation uniformément réparti. Gilbert *et al.* (1997) ont constaté que la concentration d'oxygène a également diminué du côté nord-est au côté sud-ouest du chenal Laurentien parce que les eaux affichant des concentrations d'oxygène plus élevées entrent habituellement dans le golfe du côté nord-est. On peut avoir recours à de telles différences dans les gradients d'oxygène dissous pour estimer le flux correspondant de production de dioxyde de carbone (Savenkoff *et al.* 1996).

Importance de l'hypoxie

L'hypoxie est une condition qui survient lorsque la concentration d'oxygène dans l'eau est inférieure à 2 mg l1 concentration minimale nécessaire à la survie de la plupart des animaux (Rabalais *et al.* 2000). La limite de 2 mg l1 est arbitraire et, par conséquent, ne s'applique pas nécessairement partout, puisque le taux métabolique et la demande en oxygène diminuent généralement à mesure que la température baisse (eaux froides). Néanmoins, il a été démontré que des concentrations d'oxygène aussi faibles avaient un impact à tout le moins sur la morue du golfe du Saint-Laurent (Plante *et al.* 1998).

Les concentrations d'oxygène des eaux de fond ont changé au fil des ans. Gilbert *et al.* (2005) ont en effet démontré que la teneur en oxygène dissous des eaux de fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent était deux fois plus élevée dans les années 1930 que dans les années 1990. Cela pourrait sous-entendre que le nombre de zones affectées par l'hypoxie est en augmentation. Entre la moitié et les deux tiers de la baisse des concentrations d'oxygène observée dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent sont attribuables à un réchauffement des eaux de fond de 1,7 °C survenu entre les années 1930 et les années 1990 (Gilbert *et al.* 2005). Le reste de la baisse des concentrations d'oxygène, pourrait être associé à une consommation locale accrue d'oxygène pour dégrader les matières organiques, dont le flux a augmenté au cours du 20^{ième} siècle (Gilbert

et al. 2005). En effet, les profils verticaux du pourcentage de carbone organique mesuré dans des carottes de sédiments provenant de l'estuaire montrent une augmentation du flux des matières organiques vers le fond au cours du temps (Gilbert *et al.* 2005).

2.2.5 Carbone organique

Le carbone joue un rôle dominant dans la chimie de la vie. Il s'agit du principal constituant chimique de la majeure partie des matières organiques : environ 50 % du poids sec des organismes vivants est du carbone. On décrit souvent l'océan comme un réservoir important de dioxyde de carbone anthropique provenant de l'atmosphère. On pense que le flux vertical de la matière organique agit sur le climat mondial en provoquant l'enfouissement du carbone au fond des mers. Les zones côtières sont considérées comme importantes pour les flux mondiaux de carbone associés à la production primaire, à la sédimentation et à la séquestration de carbone.

Une hypothèse importante à propos du golfe veut que le devenir de la majeure partie des matières organiques exportées depuis la couche euphotique soit reminéralisée et retournée à la couche de surface (Tian *et al.* 2001). Il convient aussi de souligner que les sédiments présents dans le golfe du Saint-Laurent renferment de faibles concentrations de carbone organique, comparativement aux sédiments d'autres zones de productivité élevée.

Composants et sources des matières organiques

La matière organique est habituellement divisée en particules et en matières organiques dissoutes. La matière organique particulaire (MOP), y compris le carbone organique particulaire (COP) et l'azote organique particulaire (NOP), est un mélange de phytoplancton et de zooplancton morts et vivants, de bactéries et d'agrégats organiques macroscopiques souvent appelé « neige marine ». Les plantes vasculaires (marais littoraux), les algues fixées et les matières d'origine terrestre (apportées par l'eau ou le vent) peuvent contribuer de manière significative aux réserves côtières de MOP, mais la source principale demeure le phytoplancton.

La matière organique dissoute (MOD) est un mélange complexe, et pas encore tout à fait caractérisé, composé en grande partie de substances humiques, d'hydrates de carbone, de stéroïdes, d'alcools, d'acides aminés, d'hydrocarbures et d'acides gras. On a démontré le rejet de MOD par des algues en croissance (exsudation de phytoplancton) et au moment de la décomposition ou de la lyse de cellules d'algues mortes, de la dégradation de la MOP ainsi qu'au moment de l'alimentation et de l'excrétion du zooplancton et d'autres organismes. Les apports d'eau douce constituent une source supplémentaire dans les régions estuariennes et côtières. Indépendamment de sa source, la MOD labile est absorbée par les bactéries hétérotrophes (celles qui puisent leur carbone de sources organiques). Ces bactéries sont ensuite consommées par plusieurs types d'organismes, ce qui nous ramène éventuellement à la chaîne alimentaire classique.

Produits en grande partie dans les couches de surface, le COP et le carbone organique dissous (COD) constituent les 2 composantes du flux vertical de carbone vers les couches intermédiaire et profonde de l'océan. Jusqu'à tout récemment, on a pensé que le COP jouait le rôle le plus important dans l'océan, mais des constats plus récents laissent sous-entendre que le COD serait plus important que prévu (Christensen *et al.* 1989, Lefèvre *et al.* 1996). Le COD est le plus grand réservoir de carbone organique de l'océan et constitue donc un intermédiaire majeur dans les transferts de carbone au sein des réseaux trophiques océaniques et un composant important des modèles sur le carbone océanique (Packard *et al.* 2000, Tian *et al.* 2001).

Cycle du carbone océanique

Le carbone océanique joue un rôle clé dans la régulation des concentrations de dioxyde de carbone atmosphérique. Le flux net de dioxyde de carbone entre l'atmosphère et l'océan est régi principalement par l'atteinte d'un équilibre entre trois processus, à savoir :

– la fixation du carbone par le phytoplancton ;

– la reminéralisation du carbone à l'état de dioxyde de carbone par la respiration ;

– l'exportation du COD et du COP vers les profondeurs océaniques et le stockage dans les sédiments

Le dioxyde de carbone entre dans l'océan en se dissolvant dans les eaux de surface, où il est absorbé par le phytoplancton par photosynthèse et assimilé à la matière organique. Ce processus, appelé fixation du carbone, réduit la pression partielle du dioxyde de carbone dans les eaux de surface et établit un gradient de concentration à l'interface air-mer qui, à son tour, produit un flux de dioxyde de carbone de l'atmosphère vers les eaux de surface. Une partie du carbone organique produit dans la couche de surface est exportée depuis la couche euphotique sous forme de phytoplancton agrégé, de matières mortes et de pelotes fécales. Cette neige marine descend vers les eaux plus profondes où elle peut être retransformée en dioxyde de carbone par des bactéries – processus appelé reminéralisation – ou être séquestrée dans les sédiments et, de ce fait, être extraite de la couche supérieure de l'océan. La photosynthèse et le transfert de cette matière organique vers les eaux profondes constituent la "pompe biologique".

Le flux vertical du carbone organique régularise la chimie des fonds océaniques. Ce flux et la séquestration du carbone dans les sédiments pourraient avoir une incidence importante sur l'absorption du carbone anthropique. Cependant, Cependant, la répartition, la circulation et le devenir de la matière organique présente dans le golfe du Saint-Laurent ont été peu étudiés. Une étude (1993 –1998) réalisée dans le golfe du Saint-Laurent a permis d'améliorer quelque peu notre compréhension des processus mettant le carbone biogène en cause (composante canadienne du programme international des flux océaniques ou "Joint Global Ocean Flux Study" [JGOFS], Roy *et al.* 2000).

Carbone organique particulaire (COP)

Dans la couche de surface du golfe, les concentrations de COP culminent au printemps, diminuent au début de l'été et augmentent de nouveau à la fin de l'été, sans toutefois atteindre des sommets aussi élevés qu'au printemps. Elles diminuent ensuite à l'automne et sont à leur plus bas niveau en hiver, où elles sont similaires à celles observées dans les eaux de l'Atlantique.

Dans la couche intermédiaire, les concentrations de COP augmentent au début de l'année, puis se stabilisent et diminuent à la fin de l'été. Dans la couche profonde, on observe peu de changements dans la concentration ou la composition au cours de l'année, mises à part les concentrations moyennes plus faibles pendant l'hiver (Pocklington 1988).

Les informations sur la répartition géographique du COP (et de l'azote organique particulaire) sont très limitées. À la fin de l'été 1997, les répartitions de surface montraient un gradient général des concentrations, avec des valeurs plus élevées dans l'estuaire et des valeurs plus faibles dans le golfe (Larouche 1998). Cependant, la tendance a été renversée à l'automne 1998, alors que les valeurs pour le golfe étaient plus élevées que celles de l'estuaire, reflétant ainsi la tendance observée concernant les concentrations de chlorophylle (Larouche 2000). Cela laisse

sous-entendre que la biomasse algale contribue considérablement à la réserve de COP dans le Saint-Laurent à la fin de l'été et à l'automne.

Carbone organique dissous (COD)

On sait très peu de choses sur la répartition géographique du COD. Selon les mesures du COD de surface prises par Larouche (1998, 2000) à la fin de l'été 1997, les valeurs du COD les plus élevées ont été relevées sur les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine et les plus faibles, des deux côtés de l'île d'Anticosti. Toutefois, aucune variation spatiale significative n'a été observée pour les sites couverts par l'étude à l'automne 1998.

Les résultats de Packard *et al.* (2000) ont révélé que les concentrations de COD dans le golfe du Saint-Laurent étaient plus comparables aux faibles teneurs en COD des eaux du plateau continental et de l'océan qu'aux concentrations de COD dans les eaux estuariennes. L'entrée des eaux pauvres en COD de la mer du Labrador dans les eaux profondes du golfe, entre avril et juin, pourrait expliquer (en raison du mélange) la diminution saisonnière qui a été observée dans les concentrations de COD en eaux profondes aux sites de la gyre d'Anticosti et du chenal d'Anticosti. L'augmentation des concentrations de COD dans la couche de surface pendant la même période pourrait être expliquée en partie par l'apport de matières organiques par les eaux douces du Saint-Laurent, particulièrement en juin. La production de COD dans la colonne d'eau contribuerait également à cette augmentation (Packard *et al.* 2000).

Le transport annuel brut de carbone organique total (COT) vers la mer représente 25 % de la production autochtone dans le golfe, telle que calculée par Steven (1974). La nature des matières organiques importées n'est pas la même que celle des matières organiques exportées : le rapport C/N moyen des matières organiques présentes dans l'eau entrante est sensiblement plus élevé que celui mesuré dans l'eau sortante. Il y aurait donc une perte nette d'azote ($0{,}5 \times 10^6$ t N y^{-1}) dans le golfe sous une forme organique (Pocklington 1988).

Les sédiments présents dans le golfe du Saint-Laurent renferment de faibles concentrations de carbone organique, comparativement aux sédiments d'autres zones de productivité élevée. La majeure partie des matières organiques présentes dans le golfe sont donc rapidement reminéralisées dans la colonne d'eau ou transportées horizontalement par les courants de l'extérieur du golfe (Pocklington 1988).

2.2.6 Métabolisme dans le golfe du Saint-Laurent et flux de carbone

Dans le cadre d'études récentes, on a examiné de plus près les processus se déroulant à l'intérieur du golfe, notamment la variation saisonnière du cycle et de la production du carbone. On a pu observer un changement saisonnier dans la structure du réseau trophique du printemps à l'été (Rivkin *et al.* 1996) et des différences au chapitre du métabolisme net entre la période hiver-printemps, où l'eau n'est pas stratifiée, et la période été-automne, où l'eau est stratifiée (Savenkoff *et al.* 2000).

La période hiver-printemps est caractérisée par un réseau trophique pélagique autotrophe, où dominent de grandes cellules phytoplanctoniques (diatomées) et du grand zooplancton. Cette période est généralement caractérisée par une température moyenne des eaux de surface de près de 0 °C, une faible stratification verticale et des concentrations élevées de substances nutritives. Les grandes cellules phytoplanctoniques (surtout des diatomées) constituent 68 % de la biomasse totale du phytoplancton et représentent 56 % de la production primaire totale. Pendant la période hiver-printemps, les diatomées ont tendance à être présentes dans l'eau plus turbulente qui

accroît la disponibilité des substances nutritives. La biomasse et l'activité bactériennes sont relativement faibles et le zooplancton est principalement herbivore. Ce type de réseau aboutit généralement et plus rapidement à une quantité importante de matière organique exportable par la sédimentation rapide des grandes cellules phytoplanctoniques pendant les proliférations printanières et/ou par le broutage du phytoplancton par le zooplancton (Savenkoff *et al.* 2000 ; Vézina *et al.* 2000).

La période été-automne (mai-octobre), est caractérisée par un réseau trophique hétérotrophe où dominent de petites cellules phytoplanctoniques, de grands dinoflagellés et des ciliés hétérotrophes, ainsi que de plus petits zooplanctons (Savenkoff *et al.* 2000). Cette période est généralement caractérisée par une température moyenne de surface supérieure à 10 °C, une colonne d'eau bien stratifiée et de faibles concentrations de substances nutritives. Les petites cellules phytoplanctoniques sont responsables d'une grande partie de la production primaire et de la respiration globale. Les flagellés conviennent mieux aux eaux de faible turbulence et renfermant de faibles concentrations de substances nutritives parce qu'ils peuvent augmenter leur absorption de substances nutritives par la nage. La biomasse et la production bactérienne sont relativement élevées. Le zooplancton comprend principalement des espèces omnivores telles que les dinoflagellés et les ciliés hétérotrophes (protozoaires). Le carbone traverse le réseau microbien, lequel est composé de petites cellules phytoplanctoniques (diamètre inférieur à 5 µm), de bactéries et de protozoaires, puis se rend au zooplancton. Ce réseau se révèle très efficace pour le recyclage et la rétention du carbone dans les eaux de surface. Ce type de réseau semble dominer l'échelle annuelle dans le golfe du Saint-Laurent (Savenkoff *et al.* 2000).

Exportation de carbone vers les eaux profondes

Vézina *et al.* (2000) ont confirmé que l'exportation biogène totale de carbone vers les eaux profondes connaît une hausse lorsque les réseaux trophiques affichent une dominance des grandes cellules phytoplanctoniques (diatomées ; scénario hiver-printemps). Ils ont constaté que la hausse n'est pas nécessairement attribuable à une perte accrue de diatomées qui s'enfoncent vers le fond. La majeure partie de la hausse de l'exportation peut être liée à l'augmentation de la production totale associée aux proliférations de grandes cellules : une production et une abondance accrues de phytoplancton accentuent l'herbivorisme de tous les consommateurs du réseau trophique qui, à son tour, stimule la production de détritus de toutes tailles, allant des matières dissoutes aux grandes particules. Si les conditions physiques sont favorables au mélange physique, l'exportation est dominée par des flux de particules dissoutes et en suspension, puisqu'elles sont beaucoup plus abondantes que les grandes particules. Par contre, la stratification estivale provoque l'arrêt des apports de substances nutritives ; la diminution connexe dans la production primaire totale entraîne une réduction de la production de COD et de l'exportation. Les résultats de Vézina *et al.* (2000) sont en accord avec d'autres études qui soulignent le rôle que joue la matière organique dissoute et en suspension dans l'exportation du carbone emmagasiné dans la couche euphotique.

Selon les simulations effectuées pour Bonne Bay (Terre-Neuve), les processus de mélange physique et d'agrégation physico-chimiques joueraient un rôle au moins aussi important que les variations dans les réseaux trophiques dans le maintien, au moins localement, de la constance relative du flux exportateur au sein des réseaux marins de latitude moyenne à élevée (Tian *et al.* 2001). D'après les résultats obtenus, les flux ascendants de nitrates et la nouvelle production seraient répartis beaucoup plus uniformément dans le temps que ce l'on croyait en général en raison des fluctuations de la pression exercée par le vent (Tian *et al.* 2001).

3.0 SYSTÈME BIOLOGIQUE

3.1 COMMUNAUTÉ PLANCTONIQUE

Plus de 2 500 espèces d'invertébrés et de phytoplancton vivent dans le golfe du Saint-Laurent (Brunel *et al.* 1998). Bérard-Therriault *et al.* (1999) dressent une liste de 499 espèces de plancton pour la plupart autotrophe. Shih *et al.* (1971) ont identifié 213 espèces de zooplancton, dont plus de la moitié (110) se présentent sous la forme de méroplancton : les étapes larvaires des animaux benthiques. La plus grande biodiversité dans le golfe est associée au benthos (plus de 1 500 espèces), dont nombre d'espèces ont des larves planctoniques qui apparaissent près de la surface pendant de courtes périodes. Lorsqu'elles sont présentes, ces larves peuvent dominer le plancton en nombre, mais il arrive souvent que ces brèves proliférations ne soient pas récoltées lors des échantillonnages périodiques. Le nombre d'espèces connues dans le golfe est en changement constant en raison de l'amélioration de la taxonomie et des nouvelles introductions et/ou arrivées (diatomées *Neodenticula seminae*). Comme c'est le cas dans de nombreuses eaux côtières, la diversité à un point donné de l'estuaire ou du golfe est souvent relativement faible. Peu d'espèces tolèrent en effet les conditions physiques stressantes associées aux températures extrêmes, aux glaces, aux courants de marée ou à la turbidité, bien que celles qui les tolèrent soient souvent extrêmement abondantes. Néanmoins, la grandeur du système et la diversité des habitats donnent un écosystème très productif et diversifié sur le plan biologique.

Étant donné que le plancton se déplace avec les courants bien des régions à l'intérieur du golfe subissent l'effet de processus de production qui ont lieu dans l'estuaire du Saint-Laurent ou d'autres estuaires, comme ceux qui entrent dans le sud du golfe. On peut ainsi trouver des espèces dont les centres de croissance se situent à l'intérieur de zones estuariennes dans des prélèvements de plancton provenant de zones où ces espèces ne pourraient vivre longtemps. Or, cette dérive estuarienne peut être d'une certaine importance pour les prédateurs tels que les larves de poissons.

3.1.1 Bactérioplancton

Peu de recherches ont été effectuées sur le bactérioplancton vivant dans l'estuaire et dans le golfe, ce qui limite considérablement notre compréhension des réseaux trophiques du système. Dans les eaux très turbides, comme celles de la zone de turbidité maximale de l'estuaire moyen, le réseau trophique microbien hétérotrophe repose en grande partie sur la production bactérienne. Painchaud et Therriault (1985, 1989) et Painchaud *et al.* (1987) ont conclu qu'un déclin de l'abondance bactérienne enregistré le long de l'estuaire était attribuable au stress osmotique, à la sédimentation, au broutage ou encore, à une combinaison de ces trois facteurs. Selon des travaux réalisés par la suite, le broutage par le zooplancton doit être intense dans l'estuaire moyen pour équilibrer la production hétérotrophe élevée (Painchaud *et al.* 1995, 1996). Le carbone organique provenant de l'amont s'associe facilement aux particules en suspension dans l'estuaire, ce qui fournit un substrat physique et nutritif pour les bactéries hétérotrophes. Les bactéries en suspension sont consommées par les ciliés et les dinoflagellés à l'intérieur d'une « boucle microbienne ». Cependant, les bactéries fixées aux particules en suspension deviennent accessibles aux animaux filtreurs de plus grande taille tels que les copépodes et les cladocères dominants de l'estuaire.

3.1.2 Phytoplancton

La communauté phytoplanctonique autotrophe du golfe est un groupement marin côtier type

surtout dominé sur le plan de la biomasse par les diatomées et/ou les dinoflagellés (Bérard-Therriault *et al.* 1999). En raison de l'échantillonnage limité et des effets des mouvements de l'eau, les distributions déduites à partir des prélèvements ne reflètent pas nécessairement la région où la population de phytoplancton s'est développée. Des études antérieures ont conclu qu'il existait des différences considérables sur le plan des assemblages, de la succession et de la production de phytoplancton dans différentes régions de l'estuaire et du golfe. Therriault *et al.* (1990) ont reconnu quatre sous-régions à l'intérieur de l'estuaire maritime : 1) une zone qui longe la côte sud dominée par les eaux du Saint-Laurent ; 2) une zone de « remontées d'eaux profondes » qui longe la Côte-Nord ; 3) une zone de « panaches » dominée par les eaux des rivières Manicouagan et aux Outardes ; 4) une zone de transition plus stable adjacente au Golfe. Dans les quatre sous-régions de l'estuaire, la production primaire peut varier entre 30 g C m^{-2} a^{-1} dans la zone des eaux du Saint-Laurent (le niveau le plus bas), à 90 g C m^{-2} a^{-1} dans la zone des « remontées d'eaux profondes », à plus de 130 g C m^{-2} a^{-1} dans la zone des « panaches » et à 190 g C m^{-2} a^{-1} près du golfe (le niveau le plus haut) (Steven 1974, Therriault et Levasseur 1985, Therriault *et al.* 1990).

Le cycle saisonnier de la croissance du phytoplancton dans l'ensemble du golfe peut être résumé ainsi : la prolifération printanière qui a lieu en avril ou au début de mai est caractérisée par la croissance rapide des grandes diatomées (*Thalassiora*, *Chaetoceros*, etc.). Avec l'épuisement des substances nutritives, nombre des plus grandes diatomées déclinent et plusieurs dinoflagellés importants (*Peridinium*, *Alexandrium*, *Ceratium*, etc.) deviennent dominants en nombre. La diversité demeure élevée pendant l'été, quoique les concentrations de chlorophylle et la productivité demeurent faibles. Une prolifération automnale peut avoir lieu de septembre à novembre, bien que les concentrations de chlorophylle ne dépassent pas de beaucoup les concentrations d'été. Certaines zones affichent une production relativement élevée dans l'estuaire maritime, le nord-ouest du golfe (et particulièrement le long de la péninsule gaspésienne), aux extrémités sud et ouest de l'île d'Anticosti et le long de la Côte-Nord. Les régions qui affichent des valeurs plus faibles sont situées sur la côte ouest de Terre-Neuve et aux petits fonds des Îles-de-la-Madeleine (Le Fouest *et al.* 2005).

Dans l'estuaire maritime, les forts débits printaniers emportent le plancton de surface en aval et tendent à empêcher l'ensemencement des eaux de surface par les spores de diatomée déposées dans les eaux plus profondes pendant la saison de croissance précédente (Therriault et Levasseur 1985, Therriault *et al.* 1990). En raison de la turbidité élevée dans l'estuaire, les proliférations printanières sont plus tardives dans l'estuaire que dans le golfe, ce qui limite la croissance du phytoplancton à une période de deux mois au milieu de l'été. Cependant, de 1994 à 2001, la prolifération printanière dans l'estuaire maritime s'est produite plus tôt comparativement aux années précédentes (MPO 2000, 2002, Starr *et al.* 2002), et ce probablement en raison de débits printanier moindres dans le bassin du Saint-Laurent pendant cette période.

3.1.3 Zooplancton

Tout comme c'est le cas dans d'autres régions de l'Atlantique Nord situées à des latitudes similaires, des copépodes d'espèces variées dominent habituellement l'abondance totale en nombre d'espèces de zooplancton présents dans le golfe du Saint-Laurent (de Lafontaine *et al.* 1991). Les appendiculaires, les cladocères et les euphausiacés constituent la majeure partie du reste de la biomasse zooplanctonique, bien que le méroplancton puisse être abondant à certains endroits au cours de la saison. Quoique moins abondants, les amphipodes, les chétognathes, les ptéropodes et les méduses peuvent de temps en temps contribuer à une grande fraction de la

biomasse zooplanctonique (de Lafontaine *et al.* 1991).

Dans l'estuaire moyen turbide, les principales espèces sont des petits calanoïdes des genres *Eurytemora* et *Acartia*, qui constituent presque les deux tiers de la majorité des échantillons. En outre, deux espèces parfois considérées comme épibenthiques, l'harpacticoïde *Ectinosoma curticorne* et le mysidacé *Neomysis americana*, sont couramment capturées dans les traits effectués près de la surface en raison soit de migrations verticales, soit de remontées d'eau. Les espèces d'holoplancton affichent une zonation distincte vers l'aval de l'estuaire : *Eurytemora affinis* abonde là où la salinité est inférieure à 5 juste en amont de la lame d'eau salée, tandis que *E. herdmani* et *Acartia longiremis* atteignent des abondances maximales dans les salinités plus élevées (20-28) de l'estuaire maritime (Runge et Simard 1990). *Neomysis americana*, une des espèces non copépodes, est, en raison de sa taille, une composante importante de la biomasse de l'estuaire moyen. Cette espèce semble se porter extrêmement bien dans les estuaires turbides ; elle est omnivore et capable d'assurer sa subsistance avec des détritus végétaux et animaux lorsqu'elle n'a pas accès à des proies vivantes. On a enregistré la présence de plusieurs petits cnidaires (méduse), tel que *Sarsia tubulosa*, *Leuckartia octona*, *Rathkeia octopunctata* et *Euphysa aurita*, dans d'autres régions estuariennes telles que Restigouche, baie des Chaleurs et Miramichi, mais rarement dans le golfe.

Peu de relevés systématiques et à grande échelle de la biomasse et de l'abondance du zooplancton ainsi que de la composition des espèces ont été effectués dans le golfe du Saint-Laurent avant la mise en œuvre du Programme de monitorage de la zone atlantique (PMZA) en 1998. Les seules exceptions sont le relevé de la biomasse zooplanctonique effectué depuis 1994 (Harvey *et al.* 2004) dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent et celui réalisé dans la région du sud du golfe depuis 1982 (Castonguay *et al.* 1998). Dans l'estuaire maritime, où pénètre l'eau froide du golfe et où les salinités sont supérieures à 25, les espèces de mésozooplancton sont dominées par des copépodes typiquement marins tels que *Calanus finmarchicus*, *C. hyperboreus*, *Metridia longa*, *Microcalanus pusilis* et *Oithona sp.* (Harvey *et al.* 2002). L'assemblage des espèces de zooplancton dans cette région contient également des formes beaucoup plus grandes et qui sont également dominantes dans le golfe, telles que les euphausiacés (krill) *Meganyctiphanes norvegica*, *Thysanoessa inermis* et *T. raschii*. En raison de leur taille, ces animaux constituent souvent une grande fraction de la biomasse totale. Ils ont tendance à migrer verticalement en s'éloignant des eaux de surface éclairées pendant le jour et en remontant pour se nourrir d'autres espèces de plancton pendant la nuit. Il est à noter que ces organismes attirent les baleines à fanons là où ils abondent dans le golfe.

En ce qui concerne le macrozooplancton, l'espèce dominante trouvée récemment dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent est le mysidacé *Boreomysis arctica* (Descroix *et al.* 2005). Deux espèces d'euphausiacés (*Meganyctiphanes norvegica* et *Thysanoessa raschii*) étaient beaucoup plus abondantes dans l'estuaire maritime que dans le nord-ouest du golfe. Les chétognathes, les amphipodes hypéridés et les siphonophores étaient quant à eux relativement plus abondants dans le nord-ouest du golfe (Descroix *et al.* 2005). Ces variations interrégionales sont attribuées à différents patrons de circulation et de réseaux trophiques. En outre, les variations interannuelles de l'abondance des espèces arctiques et boréo-arctiques entre l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe peuvent refléter les variations de l'afflux d'eaux du plateau continental du Labrador par le détroit de Belle Isle (Descroix *et al.* 2005).

Calanus finmarchicus est une espèce importante de zooplancton observée dans les eaux plus profondes du golfe, mais également en été dans certaines régions du sud du golfe (petits fonds des Îles-de-la-Madeleine, baie Saint-Georges) où l'holoplancton est dominé par des espèces typiques des régions côtières et océaniques. À l'extérieur de la baie des Chaleurs, l'assemblage de copépodes est dominé par des espèces *Calanus*, *Pseudocalanus* et *Oithona* (de Lafontaine *et al.* 1991). Les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine semblent également être une aire de croissance majeure pour les euphausiacés *Meganyctiphanes* et *Thysanoessa*, qui arrivent à maturité dans les eaux plus profondes et plus froides du golfe. Les méduses, en particulier *Cyanea capillata* et *Aurelia aurita*, peuvent être des composants extrêmement importants du plancton d'été dans le sud du golfe (Locke 2002). Elles se présentent occasionnellement en grands groupes près de la surface où elles ne sont pas échantillonnées efficacement avec les traits réguliers de filets à plancton. Étant donné qu'elles sont de grandes consommatrices de plancton plus petit, comme les copépodes et les larves de poissons, elles peuvent être des compétitrices importantes pour les poissons planctonivores tels que le hareng et le capelan.

Les données du PMZA recueillies chaque année à la fin du printemps et à l'automne le long de différentes sections dans l'ensemble du golfe du Saint-Laurent montrent que, pendant les cinq dernières années (2000-2005), l'abondance moyenne des copépodes le long de la section de la baie Bonne, dans le nord-est du golfe, augmente de la fin du printemps à la fin de l'automne. D'un côté, l'assemblage des copépodes est dominé par des petites espèces (*Oithona sp.*, *Pseudocalanus sp.*, *Temora longicomis*), qui représentent en moyenne entre 50 et 65 % de l'abondance totale de copépodes à la fin du printemps et entre 60 et 85 % à l'automne. De l'autre côté, les grandes espèces (*Calanus finmarchicus* et *C. hyperboreus*) que l'on trouve habituellement dans les eaux plus profondes étaient moins abondantes que les petites espèces, mais dominaient largement sur le plan de la biomasse totale (plus de 80 %). Pour le macrozooplancton, les deux espèces les plus abondantes, toutes saisons et années confondues, étaient l'amphipode hypéridé *Themisto abyssorum* et le chétognathe *Sagitta elegans*.

3.1.4 Ichtyoplancton

En raison de l'importance des pêches dans le golfe, nombre d'études sur les larves de poissons (et autres espèces de méroplancton) ont été réalisées au fil des ans. Ces études sont résumées dans les ouvrages de de Lafontaine *et al.* (1991), de Ouellet *et al.* (1994) et de Locke (2002).

En raison de sa latitude, le golfe présente une ichtyofaune constituée d'un mélange d'espèces du nord et du sud. Les espèces du nord, pour lesquelles le golfe représente presque la limite sud, incluent le capelan (*Mallotus villosus*) et le loup à tête large (*Anarichas denticulatus*). À l'opposé, le maquereau (*Scomber scombrus*), la motelle à quatre barbillons (*Enchelyopus cimbrius*) et la tanche-tautogue (*Tautogolabrus adspersus*) constituent les espèces du sud. Même si ces deux groupes ont leurs centres de répartition dans les régions nord et sud du golfe respectivement, il existe un certain chevauchement saisonnier.

De Lafontaine *et al.* (1991) ont conclu que l'ichtyoplancton du golfe présentait différents assemblages plus ou moins isolés sur le plan spatial. Cependant, au fur et à mesure que les larves se développent et changent de préférences alimentaire et thermique, ces assemblages ont tendance à se mélanger. L'ichtyoplancton est généralement plus abondant dans le courant de Gaspé et le sud du golfe (ce qui peut refléter l'importance d'espèces pélagiques reproductrices rencontrées particulièrement dans le sud du golfe), que dans les régions situées plus au nord moins bien échantillonnées.

Dans l'estuaire et l'ouest du golfe, de Lafontaine *et al.* (1984a, b) ont constaté que les densités relatives et la succession saisonnière de plus de dix espèces de poissons se trouvant sous la forme d'œufs et de larves étaient associées à des combinaisons uniques de forces physiques (cycle et l'advection de vives eaux et de mortes eaux) du moment et du lieu du frai. À l'époque, ils ont rapporté que la morue (*Gadus morhua*), la limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) et la merluche blanche (*Urophysis tenuis*) frayaient près de l'embouchure de l'estuaire, tandis que le capelan (*Mallotus villosus*) et le hareng (*Clupea harengus*) frayaient dans l'estuaire moyen pour ensuite dériver en aval et entrer dans la partie ouest du golfe, principalement par le courant de Gaspé. Bailey *et al.* (1977) ont trouvé de grandes concentrations de capelan de un an entre Pointe-des-Monts et l'île d'Anticosti et relativement peu de celles-ci sur la côte sud.

Ouellet et Lefaivre (1994) ont analysé l'assemblable printanier (mai et juin) de l'ichtyoplancton et des larves de crustacés décapodes observé au milieu des années 1980 dans le nord du golfe. Les larves de crevette nordique (*Pandalus borealis*) étaient plus abondantes que celles des grandes espèces de méroplancton au début du printemps (mai) ; elles étaient suivies des larves de diverses espèces de crabes (crabes des neiges [*Chionocetes opilio*] ; *Hyas sp.*). Parmi les espèces de poissons, les larves de lançons et de sébastes (*Sebastes sp.*) ainsi que les œufs de morue ou de plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) étaient dominants au début de la saison. Les larves de plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et de diverses espèces des familles de Stichaeidae et de Cottidae étaient également abondantes. Les espèces de méroplancton étaient particulièrement abondantes le long de la Côte-Nord du Québec, du détroit de Jacques-Cartier et au-dessus d'une zone de faible profondeur, à l'est de l'île d'Anticosti.

Le sud du golfe semble être une aire de croissance importante pour plusieurs espèces, incluant le maquereau bleu, le lançon et la morue (Castonguay *et al.* 1998). L'ichtyoplancton est dominé par le lançon et l'ulvaire deux-lignes (*Ulvaria subbifurcata*) au printemps, et par le maquereau à l'été. L'occurrence, la répartition et le caractère saisonnier de l'ichtyoplancton dans le sud du golfe ont été étudiés par Locke (2002). Elle note que les patrons de circulation dans le sud du golfe sont probablement importants pour la rétention des larves dans les petits fonds productifs situés à l'ouest du Cap-Breton. Ces patrons de circulation sont influencés par les mouvements des marées qui interagissent avec les débits fluviaux. Dans certaines zones comme le détroit de Northumberland, et le détroit de Canso, des changements d'origine anthropique (p. ex. construction de levées et modification des débits des cours d'eau) vont également joués un rôle.

3.2 MACROPHYTES

Les macrophytes sont un composant de l'architecture des habitats benthiques et participent considérablement à la production primaire côtière. Ils représentent de 1 à 2 % de la productivité primaire en eaux libres. Cependant, en environnement côtier ainsi que dans les baies ou les bassins semi-fermés, comme c'est le cas des zones côtières du bassin hydrographique du Saint-Laurent[2], la portion de la production totale et la masse des détritus d'algues peuvent être importants (Sharp *et al.* 2001).

Dans le présent rapport, les macrophytes sont divisés en deux catégories : les macroalgues (plantes non pourvues d'un système racinaire) et les plantes vasculaires (plantes pourvues d'un système racinaire).

---

[2] Inclut le fjord du Saguenay, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

3.2.1 Macroalgues dans le bassin hydrographique du Saint-Laurent

Les macroalgues sont divisées en trois classes selon leur couleur : les phéophycées (ou algues brunes), les chlorophycées (ou algues vertes) et les rhodophycées (ou algues rouges).

3.2.2 Répartition des macroalgues

On a documenté plus de 346 taxons d'algues dans l'est du Canada (Cardinal 1990). Les zones côtières de l'est du Canada sont dominées en grande partie par un certain nombre de groupes d'algues brunes, en particulier les fucacées (dans la zone intertidale[3]) ainsi que les laminariacées et les alariacées (dans la zone infratidale[4]). Dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, le nombre relatif d'algues brunes diminue graduellement du nord au sud, alors que le nombre d'algues vertes et rouges augmente (Chabot et Rossignol 2003). Le nombre de taxons diminue proportionnellement à la baisse de salinité de l'eau, à l'exception des algues vertes qui sont plus tolérantes à une faible salinité.

Dans la zone intertidale inférieure de la partie nord du golfe, la couverture macroalgale est très dense. Cette zone affiche une dominance des fucacées sur les côtes protégées et des fucus bifides (*Fucus distichus edentatus*) sur les côtes exposées. Dans la zone infralittorale, ces algues sont remplacées par des lits de varech (laminariacées et alariacées).

Dans la partie sud du golfe, le fucus vésiculeux (*Fucus vesiculosus*), la mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*) et la furcelle cespiteuse (*Furcellaria lumbricalis*) dominent le benthos algal des petits fonds jusqu'à dix mètres. Les algues rouges telles que *Phyllophora sp.* sont répandues entre 10 et 20 m, et la flore diminue nettement après 20 à 25 m. Plusieurs algues intertidales courantes des côtes de l'Atlantique Nord-Ouest sont apparemment absentes de cette zone (ou ne s'y trouvent qu'ici et là, en populations localisées). Parmi ces algues, mentionnons l'ascophylle noueuse (*Ascophyllum nodosum*), le fucus bifide et l'alarie comestible (*Alaria esculenta*). L'action des glaces est presque certainement à l'origine de la quasi-absence de ces espèces.

La répartition des algues dans l'estuaire du Saint-Laurent est typique des communautés subarctiques d'eau froide (Cardinal 1990). En général, l'étendue et la présence d'espèces dans les différentes zones varient selon le profil du talus et la présence de facteurs environnementaux qui limitent le développement des oursins, leurs principaux brouteurs. Plusieurs espèces d'algues atteignent leur limite de répartition d'amont dans l'estuaire moyen, et la plupart d'entre elles ne sont pas présentes au-delà de la zone polyhaline[5]. Cependant, plusieurs espèces de fucacées peuvent atteindre la zone mésohaline[6].

Les données sur la flore algale du fjord du Saguenay sont extrêmement rares en raison du peu de recherches sur les algues effectuées dans cette région. La majorité du fjord de Saguenay est caractérisée par des littoraux rocheux abrupts qui sont dénudés de toute végétation en raison de l'action forte des glaces. Sur les pentes moins abruptes, on recense quelques espèces d'algues. Les températures plus élevées et les salinités plus faibles pourraient aussi expliquer le peu de diversité algale dans la zone infratidale de cette région.

---

[3] La zone intertidale (ou médiolittorale) est celle qui subit l'effet des marées (Chabot et Rossignol 2003).

[4] La zone infratidale (ou infralittorale) est celle qui s'étend du niveau de marée basse jusqu'aux profondeurs où la lumière est insuffisante pour le développement des algues (Chabot et Rossignol 2003).

[5] Eau dont la salinité varie de 18 à 30.

[6] Se rapporte à l'eau saumâtre dont la salinité varie de 5 à 18.

3.2.3 Plantes vasculaires dans le bassin hydrographique du Saint-Laurent

Les plantes vasculaires marines (ou herbes marines) ont une très forte incidence sur leur environnement : elles agissent sur la forme et la stabilité de la zone littorale en augmentant la sédimentation et en liant les sédiments contre l'érosion ; elles multiplient les microhabitats ; elles servent de refuge à un grand nombre d'espèces ; elles régissent les interactions biologiques dans les habitats d'eau peu profonde en servant de source de carbone aux communautés marines et aux réseaux trophiques adjacents.

Les habitats dominants des plantes vasculaires dans le bassin hydrographique du Saint-Laurent sont les marais d'eau salée, les marais salés, les prés salés et les herbiers de zostères. Leurs emplacements varient selon les caractéristiques de ces différentes régions.

Marais d'eau salée (marais de scirpes)

Les marais d'eau salée se développent bien sur les substrats fins, et leur végétation est généralement répartie selon le temps d'immersion des marées. Ils sont également caractérisés par une plus faible sédimentation comparativement aux marais salés et par la présence de plusieurs marelles formées par des glaces à la dérive.

Les marais d'eau salée ne sont présents que dans la partie amont de l'estuaire moyen et le fjord du Saguenay (Figure 3). Ils constituent des éléments clés de la structuration de l'écosystème marin. Ils servent de filtre en recyclant les contaminants de l'eau, soit par absorption directe par les plantes vasculaires, soit par recyclage des matières organiques par les microorganismes. Ils améliorent également la qualité de l'eau grâce à la sédimentation, à l'activité microbienne et aux échanges physico-chimiques.

La structure de la végétation des marais d'eau salée offre des ressources alimentaires et des habitats de premier plan pour plusieurs espèces d'invertébrés, d'amphibiens, de poissons, d'oiseaux et de mammifères. Ces milieux servent intensivement d'aires de reproduction et d'alimentation pour certaines espèces de poissons.

Marais salés (marais salés à spartines)

Les marais salés sont typiques des habitats maritimes composés d'un substrat fin. On les trouve dans les zones mésohalines et polyhalines des parties supérieure et centrale de la région médiolittorale, où la pente est faible. Comme pour les marais d'eau salée, la végétation est répartie selon le temps d'immersion des marées. On observe la plus grande diversité d'espèces végétales dans les prés salés[7], où cohabitent plusieurs concentrations de végétaux (plus de 35 espèces de plantes).

Dans l'estuaire, on trouve des marais salés dans la région de Saint-Jean-Port-Joli (près de Saint-Roch-des-Aulnaies sur la Figure 3), là où la végétation adopte des caractéristiques maritimes (Figure 1). Dans le golfe, toutefois, le profil des côtes et la composition des substrats ne sont pas très appropriés à l'établissement des marais. On trouve des marais salés dans de petites zones à l'embouchure de cours d'eau, dans des baies en eau profonde, dans des lagunes et sur des langues de sable. Le marais de l'Isle-Verte est le plus important. L'information sur la répartition des différents milieux humides du golfe n'est pas exhaustive et il existe plusieurs

[7] Zone submergée uniquement par des marées d'équinoxe extrêmes.

lacunes. Les marais des Îles-de-la-Madeleine couvrent un vaste territoire ; ils représentent en fait plus du tiers de l'ensemble des marais salés du golfe.

L'importance biologique des marais salés est très similaire à celle des marais d'eau salée. Ils constituent des habitats importants pour plusieurs espèces de la faune marine (aires de frai, d'alimentation, d'alevinage et de repos) et aviaire (aires d'alimentation, de nidification et de migration). Les marais salés sont très importants pour les poissons ; ils offrent une protection contre les courants forts et les prédateurs tout en fournissant de la nourriture en abondance. Certains marais, comme ceux de la région de Kamouraska (entre Rivière-Ouelle et Rivière-du-Loup sur la Figure 3), servent intensivement d'aire d'alimentation pour de nombreuses espèces de poissons.

Plusieurs plantes entrent dans la constitution et le maintien des marais. Les feuilles de la spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*) transfèrent l'oxygène aux plus petites racines de la plante, aérant ainsi le substrat et aidant à oxygéner les sols à faible teneur en oxygène. Ce processus améliore la croissance des plantes et permet à de petits animaux de vivre dans la vase (Gibson 2003).

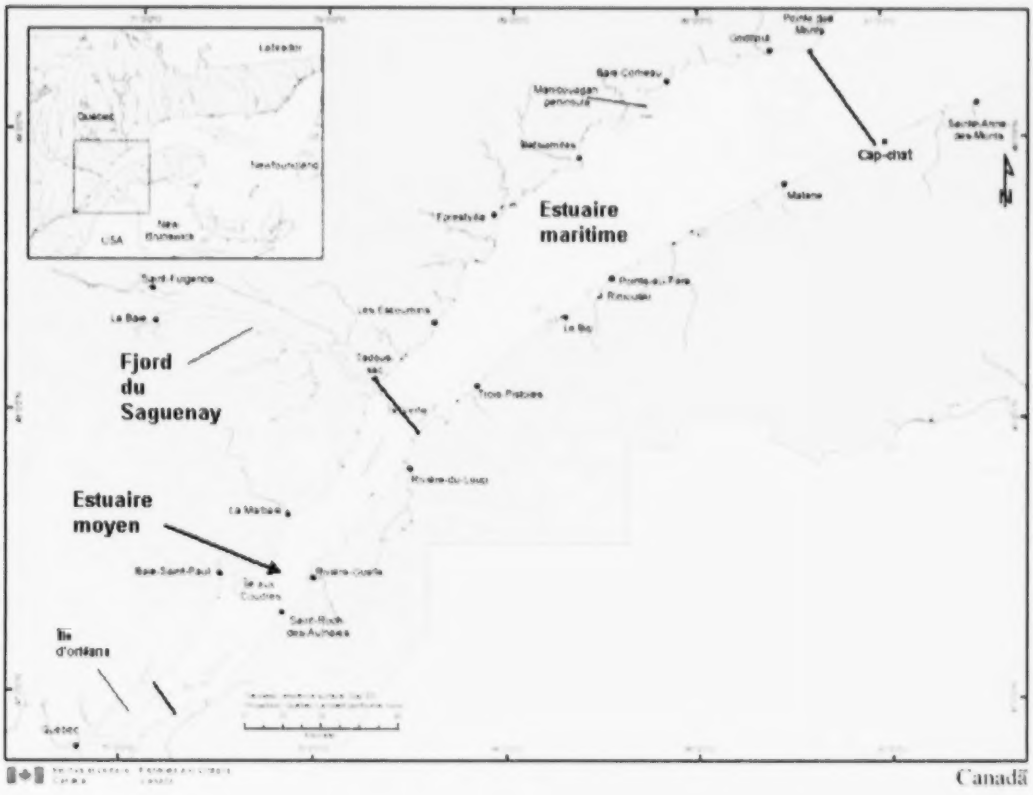

Figure 3. Carte de l'estuaire du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les limites approximatives de l'estuaire moyen (Île d'Orléans à rivière Saguenay/île aux Coudres) et de l'estuaire maritime (rivière Saguenay à Pointe-des-Monts). Modifiée à partir d'une carte produite par le groupe du SIGHAP (Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC).

Prés salés

Les prés salés sont des milieux humides typiques du golfe. On les trouve sur des substrats bruts tels que du sable et du gravier. En général, ce type de milieu humide n'est pas très varié et peut être divisé en deux niveaux de bandes étroites de végétation : 1) la partie supérieure de la zone mésolittorale[8] formée d'une couverture discontinue de plantes halophiles ; 2) la zone supralittorale[9] (habitat dunaire).

Les prés salés sont surtout présents dans le golfe du Saint-Laurent, en particulier sur la Côte-Nord, à l'île d'Anticosti et aux Îles-de-la-Madeleine. On connaît mal l'importance biologique de cet habitat, mais il est probablement essentiel pour plusieurs animaux.

Herbiers de zostères

Les herbiers de zostères ne sont composés que d'une espèce de plante vasculaire, la zostère marine (*Zostera marina*). On les trouve dans les zones médiolittorale et infralittorale, selon l'amplitude de la marée. Dans les zones exposées aux fortes marées, ils auront tendance à être confinés dans la zone médiolittorale.

Les herbiers de zostères sont fragiles et ont besoin de conditions environnementales particulières afin de s'établir dans une zone. On les trouve dans les environnements calmes, sur de la vase et du sable fin ou grossier. La densité la plus élevée de zostères marines se trouve dans les zones abritées comme les parcs à marée (les barachois), les lagunes et les baies abritées à pentes douces. Les herbiers de zostères sont présents dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, mais sont absents du fjord du Saguenay.

Dans l'estuaire, les herbiers de zostères sont répandus jusqu'à l'île aux Coudres et à Rivière-Ouelle, mais ils abondent moins dans l'estuaire moyen (Figure 3). Le plus grand herbier de zostères se trouve dans la baie de Cascapédia, dans le fond de la baie des Chaleurs. À l'extérieur du Québec, les herbiers de zostères sont fréquents autour de l'Île-du-Prince-Édouard et au nord-ouest de la Nouvelle-Écosse de même que le long de la majeure partie de l'est du Nouveau-Brunswick (à l'exception de la région de la baie des Chaleurs).

Les herbiers de zostères sont reconnus pour leur productivité primaire élevée et sont un élément clé de la chaîne alimentaire côtière. Ils peuvent donc représenter des habitats d'une importance primordiale pour l'écosystème du Saint-Laurent. Les herbiers de zostères constituent aussi des aires de croissance importantes pour une variété d'espèces. Les pousses en surface servent à nourrir les alevins de nombreux grands poissons (plie, poulamon, hareng et chabots) et de plus petits poissons et à les abriter des prédateurs. Les herbiers de zostères constituent également un milieu où les espèces peuvent se fixer, une possibilité rare sur les fonds sableux. Ils fournissent également un substrat pour la ponte à un certain nombre d'espèces, comme le hareng, et fournissent habitat et nourriture à un grand nombre d'espèces animales et d'organismes épiphytes. Cependant, leur rôle précis en ce qui concerne les poissons n'est pas bien documenté.

On sait aussi que les zostères marines modifient la structure du sol de leurs habitats. Elles réduisent la vitesse des courants et des vagues et augmentent la sédimentation des particules en suspension. Elles contribuent également à stabiliser le sol grâce à leurs rhizomes et à leurs

---

[8] Équivaut à la zone médiolittorale ou intertidale : zone subissant l'effet des marées.
[9] Partie supérieure du littoral ne subissant pas l'effet des marées, mais qui peut être touchée par l'embrun.

racines. Il est intéressant de noter que la combinaison de ces deux propriétés peut contribuer à réduire l'érosion des berges.

3.3 COMMUNAUTÉ ZOOBENTHIQUE

Dans tout écosystème marin, la communauté benthique est composée d'une grande variété d'organismes allant des poissons des grandes profondeurs et des crustacés et bivalves affichant une valeur marchande aux divers invertébrés et micro-organismes sans grande valeur marchande, mais d'une importance capitale sur le plan écologique. La liste des espèces constituant la communauté benthique marine du golfe du Saint-Laurent comporterait au moins 3 000 espèces.

3.3.1 Communauté benthique du golfe du Saint-Laurent

Macrobenthos

Les crustacés forment l'un des groupements d'invertébrés benthiques du golfe les plus visibles et les mieux connus, principalement en raison de leur valeur économique. Ils peuvent être divisés grossièrement en trois groupes, à savoir : 1) les grands crustacés, tels que le homard (*Homarus americanus*), le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), le crabe commun (*Cancer irroratus*), le crabe-araignée et le crabe-violon (*Hyas araneus* et *H. coarctatus*), 2) les paguridés dont le bernard l'hermite (*Pagurus sp.*), et 3) les crevettes, regroupant des espèces commerciales comme la crevette nordique (*Pandalus borealis*) et la crevette ésope (*Pandalus montagui*), et des espèces non commerciales comme la crevette de sable (*Crangon septemspinosa*).

Les mollusques sont probablement le phylum d'animaux marins le plus diversifié au monde (seuls les arthropodes peuvent être plus nombreux). Toutefois, ce ne sont pas tous les mollusques qui sont strictement benthiques (p. ex. calmar). Pour des raisons de simplicité, la plupart des mollusques de la faune benthique du golfe peuvent être divisés en deux catégories : les bivalves et les gastéropodes ou escargots. Les bivalves incluent les espèces épibenthiques[10] comme l'huître (*Crassostrea virginica*), la moule bleue (*Mytilus edulis*), le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandicus*). Les escargots incluent des espèces comme le bigorneau (*Littorina littorea*), le buccin commun (*Buccinum undatum*) et bien d'autres. Outre les bivalves et les escargots, d'autres formes de mollusques sont également présentes dans le benthos.

Les échinodermes tels que l'oursin vert (*Stongylocentrotus droebachiensis*) et l'étoile de mer commune (*Asterias rubens*) forment un groupe d'organismes très diversifiés. Vingt et une espèces d'étoiles de mer et quatre espèces d'oursins vivent dans l'estuaire du Saint-Laurent (Chabot et Rossignol 2003). Ils sont des prédateurs agressifs pour beaucoup d'espèces benthiques, notamment les mollusques. En revanche, ils forment un important composant de la chaîne alimentaire (généralement des proies) pour nombre d'espèces de poissons des grandes profondeurs.

Les annélides (vers, sangsues, etc.), qui constituent un groupe très diversifié, peuvent être considérés comme de véritables organismes benthiques, car nombre d'entre eux passent la totalité de leur cycle biologique sur le fond ou dans les sédiments. Seul un nombre limité de polychètes ont une valeur économique. Ils constituent cependant l'un des principaux groupes

[10] Organisme vivant sur le fond

d'animaux détritivores qui décomposent et recyclent les matières organiques, et représentent des proies importantes pour de nombreuses espèces marines.

Les éponges et les cnidaires (p. ex. coraux, anémones) sont considérés ensemble étant donné qu'ils affichent certaines similitudes dans leur mode de vie ; ce sont des organismes sédentaires associés principalement aux substrats rocheux et vivent soit en colonies, soit seuls. Ils servent de filtres et, par conséquent, sont plus répandus sur les fonds peu profonds, où les conditions de lumière favorisent la croissance du plancton. Les cnidaires incluent également d'autres organismes comme les hydroïdes et les méduses, bien que ces derniers soient plus planctoniques que benthiques. Ces organismes ne sont pas aussi nombreux ni aussi variés que sous les tropiques, mais ils forment néanmoins un composant unique et important de l'écosystème.

Bien qu'ils figurent parmi les autres invertébrés benthiques, les tuniciers et les autres ascidies sont, sur le plan phylogénique, des cordés (phylum des Cordés) et sont davantage apparentés aux poissons et aux autres vertébrés qu'aux véritables invertébrés. Ce groupe inclut plusieurs formes uniques, dont aucune n'est strictement endémiques au Golfe, et nombre d'entre elles ont été introduites accidentellement par l'homme.

Les plathelminthes, les némertes et les aschelminthes, les bryozoaires et les brachiopodes représentent d'autres ordres d'animaux benthiques non décrits précédemment. Aucun d'entre eux n'est exploité commercialement. Même si certains vers parasites puissent avoir des conséquences négatives sur la transformation des espèces commerciales, leur importance est exclusivement liée au rôle qu'ils jouent sur le plan écologique.

Microfaune et méiofaune

La microfaune et la méiofaune sont constituées principalement d'organismes crustacés tels que les amphipodes, les isopodes, les mysis (mysidacés) et les euphausiacés, de même qu'un groupe étroitement apparenté, les balanes (*Semibalanus sp.*). Ces organismes jouent tous un rôle important dans l'environnement benthique à titre de détritivores. La majeure partie d'entre eux sont épibenthiques, bien que certains s'enfouissent légèrement dans les sédiments meubles.

Pour terminer, les unicellulaires, les algues organisées en colonies, les protozoaires et les bactéries sont les organismes les plus petits et les plus nombreux parmi la flore et la faune benthiques. Cependant, ce sont eux qui reçoivent le moins d'attention dans la littérature scientifique. Les algues, les protozoaires et les bactéries forment le moteur principal de la productivité primaire et secondaire à l'interface eau/sédiment. Les foraminifères benthiques sont des eucaryotes unicellulaires marins qui sécrètent une coquille (essai) de carbonate de calcium ou agglutinent des grains minéraux pour former une matrice organique. Bien qu'ils figurent parmi les organismes les plus abondants dans les sédiments marins des grandes profondeurs et qu'ils jouent un rôle essentiel dans le recyclage des substances nutritives, ils ont une autre utilité tout aussi importante. En effet, puisqu'ils sont plus résistants et moins susceptibles d'être détruits par les méthodes classiques d'échantillonnage que d'autres organismes benthiques de la microfaune, ils constituent d'excellentes sentinelles de la qualité de l'environnement. Leur diversité et composition des espèces changent à mesure que l'eutrophisation et l'anoxie du milieu augmentent et que les contaminants minéraux s'accumulent dans les sédiments.

3.3.2 Communauté benthique de l'estuaire du Saint-Laurent

L'estuaire du Saint-Laurent est l'un des estuaires les plus importants en Amérique du Nord (El-Sabh et Silverberg 1990). Il se distingue des autres par son envergure et par la grande

variabilité des conditions physiques qui y règnent. La variabilité des caractéristiques physiques se reflète aussi au sein des communautés benthiques de l'estuaire, lesquelles présentent un vaste éventail de compositions, de densités et de biomasses différentes de celles observées dans le golfe du Saint-Laurent.

Bourget *et al.* (2003) ont échantillonné, entre 1975 et 1985, la faune benthique trouvée sur 239 bouées de navigation réparties de l'estuaire du Saint-Laurent jusqu'au Golfe. Ils fournissent un bon aperçu de la répartition des larves d'organismes épibenthiques et des facteurs contribuant à cette répartition dans tout le Saint-Laurent. Plusieurs études effectuées par E. Bourget et collaborateurs ont montré que 91 % du nombre total d'espèces se trouve dans le golfe, alors que seulement 57 % se trouve dans l'estuaire (Fradette et Bourget 1980, 1981, Ardisson *et al.* 1990, Ardisson et Bourget 1991, 1992, 1997, Bourget *et al.* 2003). L'abondance et la biomasse pour une même espèce augmente graduellement de l'estuaire moyen à l'estuaire maritime, puis vers le golfe, et le nombre d'espèces (sessiles[11] et vagiles[12]) s'accroît considérablement entre les différentes parties du Saint-Laurent. Ces hausses sont reliées à la présence de barrières hydrographiques (changements dans les conditions physiques) assez importantes entre chaque zone du Saint-Laurent.

Les principaux facteurs physiques influençant l'occurrence des organismes benthiques dans les estuaires et la région de transition estuarienne du Saint-Laurent sont la salinité et les caractéristiques des sédiments (P. Nellis, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC, communication personnelle). Ces facteurs sont en grande partie régis par des conditions hydrodynamiques. Les forts courants peuvent faire dériver certains types de sédiments causant une forte instabilité des sédiments renforcée par la présence d'activités de dragage et de remplissage (P. Nellis, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC, communication personnelle). Ces différents processus contribuent à affecter les communautés benthiques.

Une hausse du nombre d'espèces dulcicoles[13] est généralement observée en amont d'un estuaire. Or, dans l'estuaire du Saint-Laurent, cette hausse n'est pas considérable (Fradette et Bourget, 1980). Peu d'études ont été entreprises sur la faune benthique trouvée dans le secteur s'étendant de l'île aux Coudres jusqu'à l'embouchure de la rivière Saguenay (Figure 3). Cependant, la majorité des auteurs ont inclus ce secteur dans l'estuaire maritime étant donné les similarités des caractéristiques physiques, comme la salinité.

Dans l'estuaire maritime, comme dans le golfe du Saint-Laurent, la nature du substrat, les mouvements des marées et la profondeur de l'eau jouent un rôle déterminant dans la composition de la faune littorale. Étant donné que la salinité est relativement homogène dans l'estuaire maritime, ce facteur physique n'a guère d'impact sur le patron général de distribution des communautés benthiques. On peut néanmoins observer localement l'influence de la salinité, particulièrement aux embouchures des rivières où l'afflux d'eau douce est considérable (Kimmerer 2002).

Étant donné que la profondeur de l'eau et le mouvement des marées jouent un rôle important dans la répartition des organismes benthiques, les océanographes divisent la côte en différentes

---

[11] Organisme vivant fixé de façon permanente à un support.

[12] Organisme vivant sur le fond et se déplaçant librement.

[13] Se dit des espèces animales et végétales qui vivent exclusivement ou principalement en eau douce, par opposition aux espèces marines.

parties aux caractéristiques physiques distinctes. La première couche (zone intertidale) correspond aux limites les plus élevées et les plus basses des marées de vives eaux extrêmes. La deuxième couche (zone infralittorale) s'étend de la ligne d'étiage à la limite minimale de la zone de croissance des algues macrophytes. Enfin, la dernière couche (zone circalittorale) s'étend de la fin de la zone infralittorale jusqu'au bord du plateau continental.

Zone intertidale

En fonction de la nature du substrat (rocheux ou meuble), deux communautés épibenthiques et/ou endobenthiques sont généralement rencontrées.

Communautés épibenthiques intertidales vivant sur les substrats rocheux

L'abondance et la répartition de la faune benthique sur les substrats rocheux présentent des gradients horizontaux (gradients estuariens) et verticaux (niveau des marées) dans l'estuaire du Saint-Laurent. D'après l'abondance de la moule bleue, une espèce considérée comme représentative de la faune benthique, on constate de faibles niveaux de biomasse dans la partie en amont de l'estuaire maritime, tandis que des niveaux élevés de biomasse sont observés dans la région en aval de l'estuaire maritime.

En ce qui concerne les gradients verticaux, on peut diviser la zone intertidale en deux couches. La partie supérieure est dominée en nombre par des gastéropodes, mais les densités demeurent faibles. Dans la partie inférieure, on note une hausse de la densité totale, principalement en raison de l'abondance accrue des moules bleues, des balanes, des polychètes ou des anémones sessiles (Bourget 1997).

Sur une base locale, les facteurs régissant la structure de la communauté intertidale vivant sur les substrats rocheux estuariens varient selon le degré d'exposition de ces substrats. Sur un substrat exposé, la communauté est régie par des facteurs physiques, en particulier le tandem hétérogénéité du substrat-abrasion par la glace, et par le comportement des larves. Cependant, sur un substrat moins exposé, ou du moins lorsque la communauté n'est pas fortement perturbée, les facteurs biotiques tels que la prédation ou la compétition sont plus susceptibles d'influencer la communauté.

La diversité des algues et des animaux benthiques est faible sur les substrats rocheux de l'estuaire du Saint-Laurent (Vincent 1990). Les espèces les plus répandues dans ces environnements sont les moules bleues (*Mytilus edulis*), les balanes communes (*Semibalanus balanoides*) et les bigorneaux (*Littorina obtusata*, *Littorina saxatilis*). Ces espèces sont souvent associées à deux espèces d'algues : le fucus vésiculeux (*Fucus vesiculosus*) et l'ascophylle noueuse (*Ascophyllum nodosum*). On trouve peu d'espèces suscitant un intérêt commercial dans ce type de communauté. Les moules bleues sont présentes dans cette couche et *A. nodosum* est exploité à petite échelle. Cependant, aucune exploitation à grande échelle des populations sauvages de l'écosystème marin du Saint-Laurent n'a lieu ; les débarquements commerciaux proviennent entièrement des entreprises aquicoles.

Communautés endobenthiques vivant sur des substrats meubles

On a principalement étudié la communauté endobenthique de substrats meubles (vase et sable) sur le banc sud de l'estuaire maritime. La "boréo-atlantique à Mya-Macoma" est une communauté vivant sur des substrats meubles couramment rencontrés. Elle est dominée par les organismes filtreurs *Mya arenaria* et *Macoma baltica*. Les polychètes *Nereis virens* et *Nephtys*

caeca ainsi que les gastéropodes *Hydrobia sp.* et *Littorina sp.* sont les espèces subdominantes (Mark *et al.* 2003). Une communauté dominée par le bivalve *Mesodesma arctatum* est également présente dans les sables fins du banc nord de l'estuaire maritime. À l'heure actuelle, la mye (*Mya arenaria*) est la seule espèce faisant l'objet d'une récolte intensive.

Plusieurs facteurs physiques ou biologiques peuvent influer sur le patron de répartition de la mye. Les facteurs physiques sont l'hydrodynamique, l'exposition des sites et la nature du sédiment. Les facteurs biologiques sont la mortalité chez les jeunes, la présence de tapis d'algues ou la prédation (Hunt 2004). Les principaux prédateurs des myes sont les némertiens (*Cerebratulus lacteus*), les gastropodes (*Lunatia heros*, *Buccinum undatum*), les crabes et les oiseaux. Certains poissons, comme la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), sont également des prédateurs des myes.

Zones infralittorales et zones plus profondes

Très peu d'études ont été effectuées sur les communautés que l'on trouve dans la zone infralittorale de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, et les études disponibles portent sur les communautés des substrats rocheux (Bourget *et al.* 1994). D'une part, le gradient estuarien a un effet limité sur ce type de communauté, car sa densité tend à diminuer de l'aval vers l'amont. D'autre part, à l'échelle locale, les facteurs physiques liés au gradient de profondeur (changement de la température, salinité, exposition aux vagues, intensité lumineuse et pression barométrique) ont un effet négatif considérable sur la densité des communautés, mais ils n'ont aucun effet sur la biomasse et la diversité. Ces deux indices (biomasse et diversité) sont probablement plus influencés par des facteurs biotiques, tels que la prédation et la compétition.

Sur le plan de la biomasse, ces communautés sont dominées par l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), l'étoile de mer polaire (*Leptasterias polaris*), l'ophiure (*Ophiopholis aculeata*) et l'ascidie (*Ascidia sp.*). L'oursin vert, qui est un brouteur efficace, peut réduire l'abondance des algues dans l'estuaire maritime. Il semble toutefois qu'il n'effectue pas le même travail dans l'estuaire moyen du fait qu'il ne tolère pas la faible salinité qui y règne (Drouin *et al.* 1985).

Plusieurs espèces ayant une valeur marchande sont présentes dans la zone infralittorale de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent. Ayant la valeur marchande la plus élevée dans le golfe, le homard (*Homarus americanus*) fait partie de ces espèces, même si le homard est peu représenté dans l'estuaire du Saint-Laurent. Bien que présent dans un vaste éventail d'habitats, le homard semble préférer les fonds rocheux couverts d'algues de moins de 50 m de profondeur. Les patrons de répartition et de recrutement du homard sont fonction d'une grande gamme de facteurs, tant spatiaux que temporels, pendant les phases de dispersion et de recrutement. Étant l'un des principaux prédateurs de l'oursin vert, le homard joue un rôle dans la régulation des populations de ce dernier. Le régime alimentaire du homard se compose de mollusques (particulièrement les moules [*Mytilus edulis*, *Modiolus modiolus*]), de crustacés, (principalement le crabe commun [*Cancer irroratus*]), d'échinodermes et de polychètes. La majeure partie de la mortalité naturelle chez le homard est associée à la prédation survenant à divers stades larvaires et exercée par plusieurs espèces de poissons (Hanson et Lanteigne 2000, Nelson *et al.* 2003) et d'oiseaux (Ennis 1995). Les autres espèces commerciales que l'on trouve habituellement dans cette couche de l'estuaire sont : le crabe commun, l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), l'holothurie (*Cucumaria frondosa*) et le buccin commun (*Buccinum undatum*).

Comme pour la zone infralittorale, très peu d'études ont été effectuées pour les zones plus profondes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. En général, l'abondance et la diversité

diminuent de la tête du chenal Laurentien jusqu'au Golfe (Massad et Brunel 1979). En outre, on observe des changements de guildes trophiques le long du même gradient (de l'amont à l'aval). La communauté à la tête du chenal Laurentien se compose de plusieurs guildes différentes. Vers l'aval, ces organismes sont remplacés par des espèces détritivores suprabenthiques qui préfèrent les déplacements verticaux. Ces dernières sont graduellement remplacées par des organismes carnivores et détritivores plus mobiles se déplaçant à l'horizontale. Les polychètes (65 %), les bivalves (16 %), les amphipodes (8 %), les sipunculiens (4 %) et les ophiurides (3,5 %) forment les taxons dominants. En général, les communautés vivant en eau peu profonde (moins de 75 m) sont toujours plus diversifiées que celles vivant à de plus grandes profondeurs.

Seule une étude connue sur la structure trophique du macrobenthos (Desrosiers *et al.* 2000) a été effectuée pour les communautés rencontrées dans la couche plus profonde. Elle conclut que les caractéristiques de la géomorphologie (bathymétrie, topographie et substrat) influent sur la structure trophique et la composition des assemblages benthiques. La proportion d'organismes limnivores de surface et de subsurface semble être reliée à la qualité et à la quantité de matière organique qui sédimente depuis les eaux de surface. Des concentrations égales ou supérieures d'organismes de subsurface, qui témoignent de fortes activités de bioturbation dans le sédiment, étaient reliées à un apport irrégulier de matière organique.

D'autres espèces commercialement importantes comme le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), sont présents dans les couches plus profondes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. On trouve généralement ce dernier sur des fonds vaseux et parfois sableux, à des profondeurs variant de 45 à 380 m (Bailey et Elner 1989). Plusieurs facteurs semblent avoir une incidence sur la répartition du crabe des neiges. La température et le type de substrat semblent être les plus importants (Lefebvre et Brêthes 1991, Robichaud *et al.* 1989, Dionne *et al.* 2003). Le régime alimentaire de cette espèce inclut les polychètes du genre Sabellidae, les crustacés (crevettes, crabes et autres petits crustacés), les bivalves (*Macoma calcarea*) et certains poissons (surtout le capelan [*Mallotus villosus*]) (Brêtes *et al.* 1982, Squires et Dawe 2003). L'une des causes principales de mortalité naturelle chez le crabe des neiges serait la prédation de jeunes crabes (moins de trois ans) par la morue (*Gadus morhua*) et d'autres espèces de poissons de fond. La diminution de la prédation par la morue, attribuable à l'effondrement des stocks, pourrait en partie expliquer la hausse de population enregistrée au début des années 1990. De plus, le cannibalisme, particulièrement entre les crabes de diverses générations (inter-cohorte), serait l'un des facteurs de régulation des populations de crabes des neiges (Sainte-Marie et Lafrance 2002).

Une autre espèce commerciale vivant dans les couches plus profondes est la crevette nordique (*Pandalus borealis*). Cette dernière est habituellement associée aux substrats meubles et vaseux et est présente dans tout l'estuaire et le nord du golfe, à des profondeurs où la température est supérieure à 2 ou 3°C. La crevette effectue une migration ontogénique ; on trouve les premiers stades juvéniles et les jeunes mâles dans les eaux peu profondes à la tête des chenaux, tandis que les femelles plus âgées sont surtout présentes dans les eaux plus profondes. La crevette migre verticalement, peu importe son stade de développement ; elle quitte le fond la nuit pour s'élever dans la colonne d'eau afin de se nourrir de plancton, puis elle retourne au fond pendant le jour. Il semble que la circulation des masses d'eau dans le Saint-Laurent favorise la rétention des larves de crevette. Cependant, la répartition horizontale dépend probablement davantage de facteurs écologiques ayant une incidence sur la survie des larves (Ouellet et Lefaivre 1994). D'autres facteurs, comme la température de l'eau, peuvent aussi expliquer la répartition des crevettes (Parsons et Fréchette 1989). Ces dernières se nourrissent dans les environnements benthiques et

pélagiques, selon leur migration verticale. Les polychètes, les petits crustacés et les détritus sont les proies principales pendant le jour, tandis que les copépodes et les euphausiacés sont les proies principales pendant la migration nocturne. La prédation est la cause principale de mortalité chez la crevette. Le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) a progressivement remplacé la morue (*Gadus morhua*) et le sébaste (*Sebastes sp.*) à titre de prédateurs principaux de la crevette au début des années 2000 (Savenkoff *et al.* 2006). Les populations de crevette nordique, tout comme les populations de crabe des neiges, ont vu leur abondance et leur aire de répartition s'accroître après l'effondrement des stocks de poissons démersaux. Dans ces couches, deux autres espèces commerciales sont présentes, à savoir le crabe épineux (*Lithodes maja*) et la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*).

3.4 COMMUNAUTÉ DE POISSONS

3.4.1 Poissons marins

Le bassin hydrographique du Saint-Laurent peut être divisé en deux habitats généraux pour le poisson, à savoir les zones du plateau continental et les chenaux profonds, qui soutiennent des communautés plutôt différentes mais qui se mélangent de façon saisonnière. En général, la diversité des communautés du plateau continental et des chenaux tend à diminuer du sud (détroit de Cabot) jusqu'aux zones du nord-ouest (Estuaire) et du nord-est (détroit de Belle Isle). La nature du fond a également une influence ; les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine et les plateaux continentaux de la côte ouest de Terre-Neuve sont principalement des fonds meubles, tandis que la Côte-Nord du Québec est surtout caractérisée par des fonds durs.

Les petits fonds sont caractérisés par des eaux de surface chaudes et une productivité élevée en été. Ils constituent d'importantes aires de frai, de croissance et d'alimentation des adultes pour les poissons de fond et les poissons pélagiques présents dans ces zones en grandes biomasses. Les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine soutiennent également de fortes densités de plies canadiennes (*Hippoglossoides platessoides*) qui, avec la morue, constituent le poisson de fond dominant dans le sud du golfe. En outre, le sud du golfe comprend d'importantes aires d'alimentation pour un certain nombre de poissons grands migrateurs qui viennent dans la région pour se nourrir en été, notamment le thon rouge (*Thunnus thynnus*) et l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*).

En hiver, les petits fonds sont d'ordinaire couverts de glace et affichent des températures d'eau se rapprochant du point de congélation de l'eau de mer (-1,5 C), et ce, de la surface jusqu'au fond. Pour éviter ces conditions hivernales rigoureuses, beaucoup de grands poissons quittent les petits fonds chaque hiver. Certains poissons migrent loin du golfe pour hiverner plus au sud (thon rouge, maquereau [*Scomber scombrus*] et aiguillat commun). D'autres migrent dans les eaux profondes plus chaudes du chenal Laurentien ou le long de ses talus (hareng adulte [*Clupea harengus*], morue, merluche blanche [*Urophycis tenuis*], plie canadienne, plie grise [*Glyptocephalus cynoglossus*] et raie épineuse [*Amblyraja radiata*]). Certaines de ces espèces peuvent hiverner dans ces zones (plie canadienne, plie grise), mais d'autres se déplacent vers l'entrée du chenal Laurentien, dans la région du détroit de Cabot (morue, hareng, sébaste). La voie principale empruntée pour ces migrations automnales hors du golfe et les migrations de retour chaque printemps se situe le long de la côte ouest de l'île du Cap-Breton.

Dans le nord du golfe, les zones peu profondes du plateau continental qui longent la côte ouest de Terre-Neuve et la Côte-Nord du Québec représentent d'importantes aires d'alimentation et de

croissance estivales pour les poissons démersaux et pélagiques (morue et hareng). Le hareng qui se trouve le long de la côte ouest de Terre-Neuve migre dans les eaux profondes chaudes du chenal d'Esquiman pour hiverner. Tout comme la population de morues du sud du golfe, celle du nord du golfe est une grande migratrice, gagnant les eaux profondes chaudes de la zone du détroit de Cabot en hiver.

Les eaux profondes relativement chaudes des chenaux qui dominent la partie nord du golfe constituent des aires d'alimentation, de frai et de croissance pour un certain nombre d'espèces d'eau profonde et de talus, notamment le sébaste (*Sebastes mentella*, *Sebastes Fasciatus*, et à l'occasion, *Sebastes norvegicus*), le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) et la plie grise. Les adultes de certaines de ces espèces (plie grise) remontent le talus pour aller se nourrir dans les plus petits fonds en été. Ces chenaux profonds servent aussi d'aires d'hivernage aux adultes de nombreuses espèces de grands poissons dont les aires de frai, de croissance et/ou d'alimentation se trouvent dans les plus petits fonds du plateau continental (morue, hareng, plie, merluche blanche et raie épineuse). Bien que les espèces d'eau profonde et de talus n'aient pas besoin d'entreprendre de grandes migrations pour éviter les conditions hivernales rigoureuses, certaines semblent effectuer des déplacements saisonniers.

Les communautés de poissons marins vivant dans le golfe subissent depuis plus de 30 ans des changements spectaculaires dans l'abondance relative des espèces qui les composent, changements qui ont commencé au début des années 1970. L'abondance de nombreux grands poissons de fond a diminué à des niveaux très bas dans les années 1990 (morue, sébaste, merluche blanche, plie canadienne et raies) (CSCPCA 1994). Par contre, l'abondance de nombreux invertébrés et poissons pélagiques s'est maintenue à des niveaux relativement élevés pendant une grande partie des années 1990 et au début des années 2000 (crevettes, crabes, harengs et capelan). Cependant, Savenkoff *et al.* (2005) ont démontré que la hausse de la mortalité par la pêche dans le nord et le sud du golfe du Saint-Laurent pourrait avoir empêché la hausse prévue de la biomasse de certaines espèces, comme le maquereau bleu, après la diminution nette de la biomasse de poissons de fond et la baisse ultérieure dans la prédation. Contrairement à la plupart des poissons de fond, l'abondance a augmenté dans les années 1990 pour certains poissons plats d'eau profonde, notamment le flétan du Groenland et le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*). Ces hausses témoignent d'un recrutement fort dans les années 1990. Dans le sud du golfe, secteur pour lequel on dispose d'une longue série chronologique de données constantes de relevés au chalut, d'autres changements spectaculaires semblent évidents dans l'écosystème. Un certain nombre d'espèces d'eau froide (morue polaire [*Boreogadus saida*], cotte polaire [*Cottunculus microps*] et chaboisseau arctique [*Myoxocephalus scorpioides*]) ont connu un accroissement temporaire dans le milieu des années 1990, pendant une période prolongée d'eaux de fond froides dans le sud du golfe. Toutefois, l'accroissement le plus notable a été observé du côté de l'abondance de nombreuses espèces de petits poissons vers la fin des années 1980 et dans les années 1990. Ces changements sur le plan de la composition des espèces ont entraîné de grands bouleversements dans le spectre de la biomasse de la communauté de poissons du sud du golfe, notamment des déclins dans la biomasse des grands poissons et des augmentations dans celle des petits poissons (Savenkoff *et al.* 2007a).

Les causes de ces changements écosystémiques demeurent encore partiellement incomprises. On croit que le déclin dans l'abondance des grands poissons de fond est principalement dû à la surpêche, quoique pour certaines espèces (p. ex. morue), les déclins dans la productivité semblent aussi jouer un rôle. Étant donné leur faible productivité actuelle, on ne s'attend à aucun

rétablissement important des stocks de morue du golfe, du moins pour le stock du nord du Golf, et ce, même en l'absence de la pêche (Dutil *et al.* 2003). Les maquereaux et les harengs ont été présents à de très bas niveaux du milieu à la fin des années 1970, probablement à la suite d'une forte pêche vers la fin des années 1960 et au début des années 1970. L'augmentation de la biomasse de ces poissons pélagiques tout au long des années 1980 peut refléter un rétablissement depuis la surpêche, après les diminutions de leur taux d'exploitation vers la fin des années 1970. L'augmentation récente de l'abondance des petits poissons dans le sud du golfe peut refléter un relâchement de la prédation par les grands poissons prédateurs, qui ont subi un déclin. Des changements environnementaux importants sont également survenus depuis plus de 30 ans, changements qui ont commencé au début des années 1970. Les eaux de fond des plateaux continentaux étaient relativement chaudes vers la fin des années 1970 et au début des années 1980. La couche intermédiaire froide du golfe a subi un refroidissement prolongé depuis la fin des années 1980 jusqu'au milieu des années 1990. La région du golfe du Saint-Laurent a connu des températures d'eau anormalement basses, particulièrement entre 1990 et 1995 dans le sud du golfe (Drinkwater *et al.* 1995). Cependant, vers la fin des années 1990 et au début des années 2000, les températures printanières ont été exceptionnellement chaudes, le printemps de 1999 étant le plus chaud de la série de données de 50 ans. Toutefois, on ne comprend pas encore tout à fait les effets de ces changements environnementaux sur les communautés de poissons du golfe.

Outre ces changements sur le plan de l'abondance, il s'est produit des variations majeures dans la répartition d'un certain nombre d'espèces entre 1971 et 2002. La répartition de la morue sur ses aires d'alimentation du sud du golfe semble varier selon la densité ; elle varie des eaux extracôtières aux profondeurs intermédiaires lorsque l'abondance est élevée et aux eaux côtières peu profondes lorsque l'abondance est faible. La migration automnale de la morue vers les aires d'hivernage semble avoir commencé plus tôt pendant les années 1990. L'aire de répartition du capelan s'est élargie dans le sud du golfe pendant les années 1990 et au début des années 2000, couvrant une grande partie des petits fonds des Îles-de-la-Madeleine en septembre. Ces poissons avaient une répartition beaucoup plus restreinte dans le sud du golfe pendant la majeure partie des années 1971 à 1990. L'abondance accrue du capelan est typiquement liée à des températures océaniques inférieures à la normale, mais pas à des températures plus chaudes que la normale (Frank *et al.* 1996). Depuis la fin des années 1980 ou le début des années 1990, on observe un déplacement vers l'est de l'aire de répartition de septembre chez un certain nombre d'espèces de poissons de fond (morue, plie, merluche blanche, plie grise, raie épineuse). On ne connaît pas la cause de ce déplacement. L'une des possibilités est qu'il soit lié au refroidissement prononcé de la partie ouest des petits fonds des Îles-de-la-Madeleine vers la fin des années 1980 et au début des années 1990.

3.4.2 Poissons diadromes

Les poissons diadromes migrent entre les eaux salées et les eaux douces et se différencient en 2 groupes : les poissons anadromes et les poissons catadromes (McDowall 1987). Les poissons anadromes, dont neuf espèces (indiquées plus loin dans le texte) sont présentes dans le golfe du Saint-Laurent, frayent en eau douce et migrent vers la mer pour se nourrir et arriver à maturité. Les poissons catadromes, eux, frayent en eaux salées et utilisent les eaux douces pour se nourrir et grandir. La seule espèce de poisson catadrome du bassin hydrographique du Saint-Laurent,

l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), utilise les zones d'eau douce et estuariennes pour grandir et arriver à maturité, mais fraie en tant qu'unité panmictique[14] dans la zone médio-atlantique.

On constate une cline notable du sud au nord sur le plan de la diversité et de l'abondance de ces espèces dans le golfe. La partie sud du golfe du Saint-Laurent constitue la limite nord des populations reproductrices de plusieurs espèces de poissons anadromes, y compris de trois espèces de clupéidés anadromes (gaspareau [*Alosa pseudoharengus*], alose d'été [*Alosa aestivalis*] et alose savoureuse [*Alosa sapidissima*]), et de bar d'Amérique (*Morone saxatilis*). Le golfe du Saint-Laurent comprend les plus grandes populations de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) et d'éperlan arc-en-ciel anadromes (*Osmerus mordax*) dans l'est de l'Amérique du Nord.

Certaines espèces de poissons diadromes affichent une répartition restreinte au golfe du Saint-Laurent. Les montaisons de lamproie marine (*Petromyzon marinus*) sont plus concentrées dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Beamish 1980). Il y des montaisons de gaspareau et d'alose d'été dans la majorité des fleuves du golfe (DFO 2001). Les montaisons d'alose savoureuse semblent restreintes aux branches nord–ouest et sud–ouest de la rivière Miramichi dans le golfe, bien que l'alose se retrouve dans de nombreux estuaires et monte d'autres rivières d'importance dans le sud du golfe (Chaput et Bradford 2003). Il existe une population reproductrice de bar d'Amérique dans le golfe, i.e., dans la branche nord-ouest de la Miramichi, et la répartition d'alimentation côtière semble limitée au sud du golfe de la côte ouest de Cap–Breton au bout de la péninsule Gaspé (Douglas et al. 2003). Il existe une population reproductrice confirmée d'esturgeon noir (*Acipenser oxyrhynchus*) dans le Saint-Laurent, près de la ville Québec (Hatin et Caron 2002). Aucune population reproductrice d'esturgeon n'a été confirmée dans le golfe et les retours d'étiquettes dans les pêcheries de Terre-neuve, du Labrador et du sud du golfe de poissons étiquetés dans le fleuve Saint-Laurent suggèrent que cette population est la principale, sinon la seule, source d'esturgeon vivant dans le Golfe.

Comparativement à celles-ci, le saumon de l'Atlantique est largement réparti dans les rivières qui bordent les provinces du Québec, de Terre-Neuve et des Maritimes (O'Connell *et al.* 1997). L'effectif de montaison (migration en eau douce) est généralement faible, mais quatre rivières (Miramichi Nord-Ouest, Miramichi Sud-Ouest, Restigouche et Humber River) reçoivent plus de 10 000 individus par année.

Le détroit de Cabot et le détroit de Belle Isle sont des couloirs migratoires importants pour les poissons diadromes. En se fondant sur le moment des pêches commerciales et des programmes de marquage, on suppose que les clupéidés anadromes entrent dans le golfe et le quittent par le détroit de Cabot, exclusivement le long du nord de l'île du Cap-Breton, et se dispersent vers l'ouest au nord de l'Île-du-Prince-Édouard et par le détroit de Northumberland (Rulifson et Dadswell 1987). La zone du détroit de Cabot est une voie migratoire commune pour sept des dix espèces de poissons diadromes rencontrés dans le golfe du Saint-Laurent. Le détroit de Belle Isle est considéré comme un couloir migratoire plus important pour le saumon de l'Atlantique provenant des rivières situées le long de la partie nord du bassin hydrographique du Saint-Laurent (Terre-Neuve, Côte-Nord du Québec). En ce qui concerne le golfe, l'immigration et l'émigration ont principalement lieu de mai à novembre. Certaines espèces et certains stades

[14] Se dit d'une population dont chacun des individus qui la composent a des chances égales de se croiser avec n'importe quel autre individu de cette population.

de développement empruntent également le détroit de Belle Isle pour entrer dans le golfe et le quitter.

Pour ce qui est des débarquements en provenance du golfe, les pêches au gaspereau et à l'alose d'été sont actuellement les plus importantes, suivies de celles à l'éperlan, à l'anguille, au poulamon et à l'alose (Leblanc et Chaput 1991). Les prises des pêches récréatives au saumon de l'Atlantique dans l'est du Canada ont été de l'ordre de 100 000 poissons par année dernièrement, plus de la moitié de ces prises étant effectuées dans les rivières du golfe du Saint-Laurent.

3.5 MAMMIFÈRES MARINS ET TORTUE LUTH

3.5.1 Baleines

Deux groupes de baleines ou sous-ordres de cétacés existent : les mysticètes (baleines à fanons) et les odontocètes (baleines à dents). Les baleines à dents sont d'ordinaire plus petites que les baleines à fanons.

Mysticètes

Dans l'estuaire et dans le golfe du Saint-Laurent, on compte cinq espèces de baleines à fanons : le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*). On trouve généralement cette dernière dans la baie de Fundy et le golfe du Maine. Cependant, depuis 1995, les observations de baleines noires ont augmenté dans le Saint-Laurent. Une population de baleines grises (*Eschrichtius robustus*) était présente par le passé dans le golfe du Saint-Laurent, mais elle a disparu du pays avant la fin des années 1800 en raison de la pêche commerciale à la baleine et a été désignée comme tel en 1987.

Odontocètes

On peut observer huit espèces d'odontocètes dans le Saint-Laurent parmi lesquelles : le béluga (*Delphinapterus leucas*), le globicéphale noir de l'Atlantique (*Globicephala melas*), le dauphin à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus*), le dauphin à nez blanc (*Lagenorhunchus albirostris*), le marsouin commun (*Phocoena phocoena*). On peut également quelquefois observer l'orque (Orcinus orca) et le cachalot macrocéphale (*Physeter catodon*) dans le Saint-Laurent (Leatherwood *et al.* 1976). Bien que la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*) soit assez courante dans les eaux plus profondes au large de la côte de la Nouvelle-Écosse et du Labrador, elle est extrêmement rare dans le golfe.

Les mammifères marins s'alimentent à la plupart des niveaux trophiques, du plancton jusqu'aux poissons prédateurs, et consomment également d'autres mammifères marins. Les baleines à dents (odontocètes) et les pinnipèdes sont carnivores et leur régime alimentaire se compose de poissons pélagiques, démersaux ou benthiques, de céphalopodes et de crustacés, de crevettes pélagiques ou benthiques, de vers, de mollusques et même de mammifères et d'oiseaux (Fontaine 1998).

Une des sources alimentaires principales des baleines à fanons (mysticètes) est le zooplancton. Certaines espèces, comme le rorqual bleu, se nourrissent presque exclusivement de crustacés planctoniques très similaires aux crevettes, mais qui appartiennent à la famille des euphausiacés (krill). D'autres espèces sont connues pour se nourrir, outre de krill, de copépodes (Calanidae),

de mollusques (calmar), de petits poissons (capelan, éperlan, lançon et morue polaire) et d'alevins de plus grands poissons, comme le hareng et le maquereau (Fontaine 1998).

On observe des concentrations significatives de phytoplancton et une productivité secondaire relativement élevée dans l'estuaire du Saint-Laurent. Entre Tadoussac et Les Escoumins, le chenal Laurentien finit abruptement au confluent du fjord du Saguenay, et une remontée d'eau froide riche en minéraux s'y produit sous l'effet de la forte circulation des marées. Cette zone très riche favorise également une accumulation importante de la biomasse des espèces fouragères comme les crustacés euphausiacés (krill) et le capelan. En fait, cette zone abrite l'une des plus riches concentrations de krill de l'Atlantique Nord-Ouest (Simard and Lavoie 1999). Les alevins de capelan se regroupent également au-dessus des petits fonds à la tête de chenal pendant l'été (Simard *et al.* 2002). Ce regroupement est particulièrement notable à l'entrée du Saguenay. D'autres espèces, comme les crevettes et les alevins de lançon, sont aussi abondantes et constituent des proies pour une grande variété de mammifères marins (Runge et Simard 1990).

Les concentrations impressionnantes d'espèces fourragères à la tête du chenal Laurentien créent des habitats d'alimentation essentiels pour de nombreux grands cétacés. Plusieurs espèces migrent vers cette région pendant l'été pour se nourrir, puis retournent dans les eaux chaudes au sud pendant l'hiver pour s'accoupler et mettre bas. Les espèces telles que le petit rorqual, qui hivernent dans les Bermudes et les Antilles, retournent à l'estuaire et s'y nourrissent (Clark 1994). L'estuaire du Saint-Laurent est également un habitat essentiel pour le béluga du Saint-Laurent et le phoque commun, puisque ce sont les seules espèces qui y passent la totalité de leur cycle biologique.

La dépression du Cap-Breton, près de Chéticamp (Nouvelle-Écosse), est également une importante aire d'alimentation pour différents cétacés. Cette zone est caractérisée par de grands canyons qui semblent être des aires de productivité élevée engendrant de grandes concentrations de nourriture pour les mammifères marins. Le détroit de Belle Isle est doté de courants et de marées qui favorisent les concentrations de krill, attirant de ce fait de nombreux cétacés qui s'en nourrissent. Le rorqual à bosse se déplace au nord par le détroit en automne pour se nourrir de harengs en frai. Le rorqual commun semble se déplacer au sud par le détroit en été et en automne. Le sud-ouest de l'Île-du-Prince-Édouard et les Îles-de-la-Madeleine sont également deux zones d'importance pour les phoques et les baleines. Le détroit de Cabot, au large du cap Breton, est également un couloir migratoire important pour les mammifères marins qui entrent dans le golfe du Saint-Laurent et le quittent (Kingsley and Reeves 1998).

3.5.2 Phoques du Saint-Laurent

On sait que sept espèces de phoques, ou pinnipèdes, fréquentent l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Cependant, parmi eux, seulement quatre sont courantes. Il s'agit du phoque du Groenland (*Phoca groenlandica*), du phoque à capuchon (*Crystophora cristata*), du phoque commun (*Phoca vitulina*) et du phoque gris (*Halichoerus grypus*). Ces quatre espèces font partie du groupe des phocidés, également appelés loup-marin ou vrai phoque. Les phoques du Groenland et à capuchon sont des espèces migratrices, tandis que les phoques communs et gris résident à l'année dans le Saint-Laurent. Les phoques annelés (*Phoca hispida*) et barbus (*Erignathus barbatus*) visitent à l'occasion les parties nord du golfe, où ils sont activement chassés. Par le passé, on trouvait le morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*) dans le golfe, mais il a disparu de cette région en raison de la pêche commerciale au phoque ; le dernier a été pris aux Îles-de-la-Madeleine dans les années 1700 (Lesage *et al.* 2001). On signale

à l'occasion des observations, mais il s'agit très probablement d'individus errants.

Au cours des 50 dernières années, une réduction de la chasse a permis à de nombreuses populations de pinnipèdes d'augmenter leur effectif. Cependant, il y a toujours une activité importante de chasse aux phoques du Groenland dans certaines zones du Saint-Laurent. Un nombre restreint de phoques gris est également capturé chaque année dans le golfe. Le troupeau de phoques à capuchon est petit, et la chasse à cette population ainsi que celle aux phoques communs est interdite.

Il est clair que les phoques consomment de grandes quantités de poissons dans les eaux canadiennes de l'Est. Soixante-dix-sept pour cent (selon le poids) de toutes les proies consommées par les phoques gris, à capuchon et du Groenland dans la région du Canada atlantique sont des poissons, le capelan et le lançon étant les espèces dominantes et représentant 49 % de la consommation totale de poissons (Hammill et Stenson 1997). Les espèces commerciales majeures, comme la morue, forment un composant relativement limité du régime alimentaire total des phoques (Savenkoff *et al.* 2004). Les phoques du Groenland sont les plus importants prédateurs, représentant 82 % de la consommation totale de poissons. Les phoques à capuchon et gris consomment également des quantités importantes de poissons, respectivement 10 et 8 %. Les phoques communs consomment des quantités négligeables de poissons, représentant moins de 1 % de la consommation totale de proies par des phoques.

3.5.3 Tortue luth (*Dermochelys coriacea*)

On compte sept espèces de tortues marines dans le monde entier, dont deux fréquentent les eaux canadiennes atlantiques : la tortue luth (*Dermachelys coriaea*) et la caouanne (*Caretta caretta*). Seule la tortue luth est présentement considérée comme fréquentant le golfe du Saint-Laurent.

La tortue luth adulte est hautement migratrice, et on la considère comme la plus pélagique de toutes les tortues marines. On l'observe toutefois régulièrement au Canada le long du plateau continental (James 2000, dans le rapport du COSEPAC de 2001). La tortue luth habite normalement les régions où la productivité des cœlentérés (c.-à-d. la méduse) est élevée, le long des fronts océaniques et des gradients verticaux qui leur sont associés (Lutcavage 1996, dans le rapport du COSEPAC de 2001). Il se pourrait donc que l'habitat de la tortue luth soit fortement lié à la disponibilité des proies, la tortue se déplaçant depuis les eaux du large jusque dans les zones littorales pour profiter de la prolifération saisonnière de méduses (COSEPAC 2001).

Étant donné que la population de tortues luths connaît un déclin grave supérieur à 60 % depuis 1982 (selon le nombre de femelles nicheuses), cette espèce est considérée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC et, à ce titre, est inscrite à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (COSEPAC 2001). La principale menace qui pèse sur la tortue luth dans le golfe du Saint-Laurent est son enchevêtrement dans les engins de pêche, ce qui peut entraîner sa mort par noyade ou lui infliger de graves blessures. Les débris marins sont également problématiques parce que la tortue luth adulte confond souvent les déchets flottants (par exemple des sacs de plastique) avec des méduses, et meurt inévitablement après les avoir ingérés (COSEPAC 2001).

3.6 OISEAUX MARINS

Le golfe du Saint-Laurent accueille diverses espèces d'oiseaux qui dépendent des ressources côtières et marines pour survivre. Certains s'accouplent sur les îles et les falaises rocheuses et fouillent la mer pour trouver leur nourriture, tandis que d'autres s'accouplent sur la terre ou dans l'eau douce avant de retourner en mer. On peut diviser les oiseaux en quatre groupes différents :

oiseaux côtiers, oiseaux extracôtiers ou pélagiques (combinés, ces deux groupes sont également connus sous le nom d'oiseaux marins), sauvagine et oiseaux de rivage.

En général, les oiseaux et les mammifères marins jouent des rôles importants dans les réseaux trophiques marins. Les oiseaux marins, les mammifères marins et les grands poissons partagent les échelons supérieurs de la chaîne alimentaire. Dans le golfe du Saint-Laurent, on compte environ 18 espèces différentes d'oiseaux marins nicheurs (côtiers et extracôtiers). On trouve également diverses espèces d'oiseaux de rivage qui ne sont habituellement présentes dans la zone côtière que durant une brève période tous les ans. On estime que 90 % des proies consommées par les oiseaux marins sont des poissons (principalement des poissons pélagiques) et du calmar, le 10 % qui reste étant divisé entre les invertébrés benthiques et pélagiques (Cairns *et al.* 1991).

Les oiseaux extracôtiers (pélagiques) passent de longues périodes en haute mer, où ils trouvent la plupart ou la totalité de leur nourriture. Ils s'alimentent et se reposent dans l'eau et peuvent également se nourrir dans les eaux profondes des zones extracôtières (pétrels et pingouins, par exemple). Ces oiseaux pélagiques exploitent diverses sources alimentaires, lesquelles peuvent varier du plancton à diverses espèces de petits poissons. Cependant, ils dépendent tous de la terre pour se reproduire. Ces sites de reproduction sont habituellement des falaises rocheuses et des îles (Nettleship 1980). Les oiseaux côtiers se nourrissent de proies qu'ils trouvent au fond de l'eau ou à proximité, dans les habitats côtiers où l'eau est peu profonde. Ils regagnent habituellement la terre pour la nuit (cormorans, goélands, sternes) (Nettleship 1980).

On trouve un grand nombre d'oiseaux marins nicheurs autour de la péninsule gaspésienne et le long de la Côte-Nord du Québec ; environ un tiers de tous les oiseaux marins du golfe du Saint-Laurent nichent dans l'une de ces régions. L'île Bonaventure accueille dix espèces et les trois quarts de l'ensemble des oiseaux marins de la péninsule gaspésienne. Sur la Côte-Nord du Québec, l'entrée des eaux productives du Labrador dans le golfe par le détroit de Belle Isle rend cette région attrayante pour les oiseaux marins.

Les nombres d'oiseaux marins sont les plus faibles dans l'ouest de Terre-Neuve et le sud du golfe. Ces deux régions ont des habitats de reproduction limités ou de mauvaise qualité (par exemple, quelques îles rocheuses extracôtières présentant des falaises). Les faibles nombres d'oiseaux sur les falaises de l'ouest du Cap-Breton peuvent être expliqués par les conditions océanographiques particulières de cette région plutôt que par un manque d'habitats (Cairns *et al.* 1991, Lock *et al.* 1994). Cependant, après la fin de la saison de reproduction à l'automne, les oiseaux marins pélagiques ou extracôtiers quittent les colonies et peuvent être trouvés dans les eaux bien mélangées et productives du détroit de Cabot, où leur densité est la plus grande. Leur répartition en hiver varie selon les mouvements et l'ampleur du manteau glaciel, ce qui rend donc difficile la prévision de leur emplacement (Lock *et al.* 1994).

Les populations de goélands argentés ont augmenté très rapidement dans les années 1970 et 1980 dans tout le golfe du Saint-Laurent mais, depuis la fin des années 1980, la tendance est inversée. On a avancé que le déclin du goéland argenté pouvait être lié à une diminution de la disponibilité de déchets de poisson, suite à l'effondrement de la pêche à la morue (Chapdelaine et Rail 1997). Une certaine stabilité de leur effectif a été observée entre 1993 et 1998-1999 sur la Côte-Nord, ce qui laisse supposer que les populations de goélands argentés sont peut-être revenues à des niveaux « naturels » dans cette région. Le nombre de mouettes tridactyles a également diminué dans tout le golfe depuis la fin des années 1980, et rien encore n'indique qu'ils se stabiliseront.

En revanche, la population de fous de Bassan reproducteurs a augmenté de plus du triple pendant les 30 dernières années dans le golfe du Saint-Laurent, où il est maintenant le deuxième oiseau marin en abondance. En outre, les populations d'alcidés, dont les niveaux étaient très bas dans les années 1970, se rétablissent de façon constante et rapidement. Cependant, les tendances les plus récentes montrent que les plus grandes colonies de guillemots marmettes auraient tendance à se stabiliser sur la Côte-Nord (1993-1999) et à l'île Bonaventure (1989-2002) ; les colonies de macareux moines avait diminué soudainement et inopinément à toutes les sites de concentration principaux sur la Côte-Nord (1993-1999). Le nombre d'eiders à duvet a également augmenté de façon spectaculaire dans les refuges d'oiseaux de la Côte-Nord dans les années 1980 et 1990.

L'accroissement général et rapide des effectifs d'espèces telles que les alcidés (petit pingouin, guillemot marmette, macareux moine et guillemot à miroir) laisse sous-entendre qu'une augmentation de l'approvisionnement en poissons fourragères tels que le lançon et le capelan se produit, ce qui peut avoir un effet positif sur la performance de reproduction de ces oiseaux (Chapdelaine 1995, Chapdelaine et Brousseau 1991, 1992). Les changements dans l'abondance de ces petits poissons proies peuvent être liés à la diminution du nombre de grands prédateurs, comme la morue, attribuable à la surpêche (Chadwick et Sinclair 1991). Si nous combinons cela aux déclins des populations de goélands argentés et de mouettes tridactyles, qui sont probablement liés à l'effondrement de la pêche à la morue (par une diminution des volumes de déchets et des rejets de poissons), l'exploitation des ressources marines par l'homme dans le golfe du Saint-Laurent aurait aussi entraîné des changements importants dans la communauté d'oiseaux marins. De façon générale, les populations d'oiseaux extracôtiers et les espèces plongeuses ont augmenté considérablement au cours des 20 dernières années, tandis que les populations d'oiseaux côtiers et de surface ont connu un déclin.

4.0 CERTAINS ÉLÉMENTS DE LA DYNAMIQUE ÉCOSYSTÉMIQUE DU GOLFE

Bien que l'on se soit efforcé de souligner les processus océanographiques physiques importants associés à des propriétés biologiques particulières, les sections précédentes étaient surtout axées sur la description de base des composants des systèmes. Dans la présente section, on présentera un aperçu de la dynamique des systèmes pour essayer de mettre en relief la fonctionnalité particulière de l'écosystème de Golfe.

4.1 CYCLES SAISONNIERS DE PRODUCTION BIOLOGIQUE

À l'exception de l'estuaire maritime du Saint-Laurent et de la zone de turbidité maximale dans l'estuaire moyen, l'intensité lumineuse ne semble pas être un facteur limitant pour la productivité primaire dans l'ensemble du golfe du Saint-Laurent (Therriault et Levasseur 1985). En fait, les substances nutritives, essentiellement les nitrates, sont reconnues comme étant le principal élément moteur des proliférations printanières de phytoplancton dans l'ensemble du golfe ainsi que des épisodes de production sporadiques et/ou saisonniers à certains sites. La forte variabilité spatio-temporelle de la production planctonique a été clairement reproduite à l'aide de variations des substances nutritives en réaction à la dynamique des glaces de mer, au débit, à la circulation causée par les marées et le vent et au mélange causé par le vent dans un modèle couplé physique-biologie de la production planctonique (Le Fouest *et al.* 2005).

Pour brosser un tableau général de la situation dans le golfe, disons que la convection verticale profonde de fin d'automne et d'hiver homogénéise la colonne d'eau (jusqu'à une profondeur d'environ 100 m), créant ainsi un approvisionnement en substances nutritives (nitrates) dans la

couche supérieure qui varie d'une année à l'autre en fonction des conditions atmosphériques (Plourde et Therriault 2004). En outre, les épisodes atmosphériques stochastiques, tels que les tempêtes de vent de fin d'automne qui balaient le golfe, peuvent aussi créer un mélange vertical intense et contribuer à la hausse des concentrations hivernales de nitrates dans la couche supérieure (M. Starr, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC, communication personnelle). Dans une simulation récente, Le Fouest *et al.* (2005) présentent une vue générale du cycle saisonnier de production dans le golfe du Saint-Laurent. La prolifération vernale dominée par les diatomées survient vers la deuxième moitié d'avril après la fonte ou le retrait des glaces de mer, ce qui augmente la stratification et l'intensité lumineuse. Le déclin de la prolifération vernale résulte de l'épuisement des nitrates dans la couche euphotique et est attribuable à une augmentation possible de la pression du broutage par le mésozooplancton. Pendant l'été et l'automne, les grandes cellules phytoplanctoniques et la biomasse mésozooplanctonique diminuent graduellement, mais le modèle indique que les petites cellules phytoplanctoniques et le microzooplancton varient peu au cours de l'année.

Dans la description précédente de l'environnement physique et planctonique du golfe, certaines régions ont été désignées comme des zones de mélange vertical important des masses d'eau et des points de forte productivité : 1) la tête du chenal Laurentien dans l'estuaire maritime (également les têtes des chenaux d'Anticosti et d'Esquiman) ; 2) le mélange maréal dans les détroits de Jacques-Cartier et de Belle Isle ; 3) les remontées d'eau le long de la Côte-Nord et de la côte sud de l'île d'Anticosti ; 4) le nord–ouest du golfe caractérisé par une forte variabilité due à la présence d'une structure cyclonique, la gyre d'Anticosti, et le courant de Gaspé. Les mécanismes physiques précis qui jouent un rôle à ces sites ont été passés en revue dans la section précédente. Cependant, il ne faut pas oublier que le fonctionnement de l'écosystème du golfe du Saint-Laurent dans son ensemble est issu de la somme des interactions dynamiques sur la productivité et les structures des communautés dans les différentes régions. Bien qu'il puisse être pratique de diviser le golfe en unités biogéographiques distinctes (p. ex. de Lafontaine *et al.* 1991), il faudra consentir encore beaucoup d'efforts avant que de pouvoir intégrer complètement tous les sous-systèmes de la dynamique qui définissent l'écosystème du golfe du Saint-Laurent.

4.2 COMPLEXE ESTUAIRE MARITIME–COURANT DE GASPÉ–SUD-OUEST DU GOLFE

La région du golfe qui est probablement la mieux étudiée est le complexe estuaire maritime–courant de Gaspé–sud-ouest du golfe (petits fonds des Îles-de-la-Madeleine). La « pompe à substances nutritives » se trouvant à la tête du chenal Laurentien soutient une productivité relativement importante dans la région. La prolifération printanière qui survient dans l'estuaire maritime est visiblement retardée de quatre à huit semaines par rapport à celle du golfe. Les conditions environnementales optimales pour le déclenchement de cette prolifération majeure se présentent lorsque le débit des eaux de ruissellement de printemps diminue. L'augmentation du temps de rétention semble être le mécanisme qui permet la prolifération printanière dans l'estuaire maritime (Zakardjian *et al.* 2000). Deux ou trois proliférations par année sont généralement observées dans l'estuaire maritime et le courant de Gaspé. Une ou deux proliférations courtes et moins intenses ont lieu à la mi-mai et/ou à la mi-août. Une prolifération plus intense a lieu à la fin de juin ou au début de juillet (Starr *et al.* 2003). L'estuaire maritime est responsable des concentrations élevées, mais également variables, de substances nutritives dans le courant de Gaspé qui soutient une production intense de phytoplancton pouvant durer jusqu'à la fin de juin et parfois au-delà (Starr *et al.* 2003).

Fait également important, les proliférations d'algues toxiques dans l'estuaire maritime sont favorisées par une augmentation de la stratification, de la température et des substances nutritives dans la colonne d'eau ainsi que par une baisse de la salinité dans les eaux de surface (Therriault *et al.* 1985, Weise *et al.* 2002). On a trouvé des proliférations d'algues toxiques *Alexandrium tamarense* dans les panaches des rivières Manicouagan et aux Outardes ainsi que dans le courant de Gaspé (Therriault *et al.* 1985). Les kystes et les cellules de type *Alexandrium* qui se trouvent dans les embouchures de ces rivières peuvent servir à inoculer d'autres proliférations qui apparaissent le long de la côte sud du golfe du Saint-Laurent, le long de la péninsule gaspésienne (Blasco *et al.* 1996).

La production élevée de l'estuaire maritime soutient une communauté phytoplanctonique abondante. Le cycle biologique du zooplancton crée des différences saisonnières dans la biomasse et la structure de la communauté. De nombreuses espèces de copépodes sont des herbivores/omnivores qui requièrent une bonne synchronisation entre leurs phases actives et l'abondance du phytoplancton. L'estuaire maritime et le courant de Gaspé sont des régions importantes pour la reproduction des copépodes, mais également pour le transport de la biomasse vers le sud du golfe. La période de reproduction et de développement de *C. finmarchicus* est donc étroitement liée à la prolifération printanière ou estivale locale du phytoplancton, selon la région. Dans l'estuaire maritime, on observe la plus grande abondance de femelles de *C. finmarchicus* à la fin du printemps ou au début de l'été, où elles peuvent profiter de la grande biomasse phytoplanctonique pour arriver à maturité et produire leurs œufs (Plourde et Runge 1993, Plourde *et al.* 2001).

Les variations saisonnières observées dans la structure de la communauté de copépodes semblent également être liées à l'ampleur de la dispersion des petites espèces (*Oithona sp.*, *Acartia sp.*, etc.) dans les eaux de surface et aux stades de développement au début des périodes de reproduction propres à chaque espèce (Plourde *et al.* 2002). L'intensité des débits sortants printaniers et estivaux influe sur la proportion relative des jeunes stades du genre *Calanus* et sur d'autres organismes comme les euphausiacés qui sont retenus dans la région ou exportés vers d'autres régions du golfe du Saint-Laurent. Au printemps et pendant une partie de l'été, la communauté de mésozooplancton affiche donc une dominance des espèces du genre *Calanus*. À la fin de l'été et à l'automne, lorsque la population du genre *Calanus* entre en hibernation et se déplace dans l'eau plus profonde, la communauté évolue vers de petites espèces qui sont adaptées aux eaux de surface plus chaudes (Plourde *et al.* 2002).

Les variations interannuelles dans la structure de la communauté de copépodes (Plourde *et al.* 2002) et la dynamique des populations *C. finmarchicus* et *C. hyperboreus* dans l'estuaire maritime ont été étudiées (Plourde *et al.* 2001, Plourde *et al.* 2003). Bien que certains liens soient évidents entre les proliférations de phytoplancton et les facteurs abiotiques (débits d'eau douce, réchauffement des eaux de surface, cycles des substances nutritives, etc.), les mécanismes qui expliquent les variations interannuelles des communautés de zooplancton demeurent pour la plupart inconnus. Par exemple, de quelle façon la période de refroidissement du début des années 1990 est-elle liée à l'augmentation de l'abondance de *Metridia longa* et à la diminution de l'abondance de *C. finmarchicus* dans l'estuaire maritime (Plourde *et al.* 2002) ? On a également observé une diminution de l'abondance de *Meganyctiphanes norvegica* (krill), de *Thysanoessa raschii* et de *T. inermis* dans l'estuaire maritime depuis 1994. La proportion de krill dans le zooplancton est passée de 80 à 40 % en moins de dix ans. En outre, la réduction de la proportion de krill dans le sud du golfe est évidente depuis 1987 et semble témoigner d'un

phénomène général se produisant à l'échelle de toutes les zones côtières du Canada atlantique (Harvey et Starr 2004).

Le courant de Gaspé s'étend le long de la péninsule Gaspésienne vers le plateau des Îles de la Madeleine et l'embranchement sud du chenal Laurentien. Ce courant permanent exporte donc la production de l'estuaire vers le sud du Golfe engendrant une biomasse phytoplanctonique importante et des proliférations pouvant durer plusieurs semaines (de Lafontaine *et al.* 1991, Starr *et al.* 2003). Les espèces de zooplancton dominantes dans cette communauté sont les grands copépodes et les grands euphausiacés ainsi que les petits copépodes (*Acartia sp.*, *Oithona sp.*) et les stades de développement de grands copépodes (principalement *Calanus sp.*) exportés en aval, où ils constituent une source pour la population de Calanus du sud du golfe. Certaines études ont démontré que la concentration de stades immatures de copépodes dans le courant de Gaspé peut atteindre des abondances de dix à vingt fois supérieures à celles observées dans le nord-ouest du golfe (Fortier *et al.* 1992).

Sous l'influence du courant de Gaspé, les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine ne soutiennent pas les communautés de grands copépodes *Calanus* qui sont susceptibles d'être disséminées tous les ans au printemps et/ou à l'été. Par contre, tous les stades de développement des grands copépodes, tels que *Calanus sp.*, peuvent être transportés depuis les régions en amont, ce qui expliquerait entièrement (ex. *C. hyberboreus*) ou partiellement leur abondance et leur biomasse élevées ainsi que leur développement local (ex. *C. finmarchicus*) en été. Ce transport est assuré par la circulation de surface au printemps, depuis les zones plus profondes du golfe du Saint-Laurent, contrairement à d'autres espèces de copépodes qui sont retenues dans la région (Runge *et al.* 1999 ; Zakardjian *et al.*, 2003). Par exemple, on peut observer des variations interannuelles dans la biomasse estivale du zooplancton qui sont en grande partie attribuables aux variations de la biomasse des organismes d'une longueur supérieure à 1000 µm, les espèces plus grandes (Runge *et al.* 1999). Dans cette région, l'abondance et la diversité du zooplancton, y compris de l'ichtyoplancton, semblent supérieures à celles enregistrées ailleurs dans le golfe du Saint-Laurent (de Lafontaine *et al.* 1991). Cependant, il est possible que l'on doive changer ce point de vue à mesure que l'effort d'échantillonnage dans le nord et le nord-est du golfe s'intensifiera, notamment dans le cadre du PMZA (Programme de monitorage de la zone atlantique). La communauté de copépodes diffère de celles des autres régions du golfe du Saint-Laurent. Autres que les copépodes du genre *Calanus* (surtout *C. finmarchicus*), la plupart des espèces dominantes sont petites et incluent *Temora longicornis*, *Centropages sp.* et *Tortanus discaudatus* (de Lafontaine *et al.* 1991). Dans le sud-est du golfe, la plus grande biomasse de zooplancton se trouve dans la partie ouest des petits fonds des Îles-de-la-Madeleine (Shediac), où l'on a observé des concentrations fortes et persistantes de chlorophylle certaines années (Drinkwater et Pépin 2003).

L'abondance et la production du zooplancton influent grandement sur la survie de l'ichtyoplancton et le recrutement d'espèces de poissons. Par exemple, le recrutement élevé de maquereaux semble être lié à la forte production d'œufs de copépodes (Ringuette *et al.* 2002, Plourde et Castonguay 2005). Une hypothèse similaire a été avancée par Runge et de Lafontaine (1996), qui ont démontré l'existence d'un lien entre l'abondance des œufs de copépodes (*Calanus sp.*) et de larves de sébastes à des sites du nord-ouest du golfe (sud-est de l'île d'Anticosti).

4.3 NORD-OUEST DU GOLFE (GYRE D'ANTICOSTI)

Le nord-ouest de Golfe, ou région de la gyre d'Anticosti, est une autre partie du golfe qui a par le passé reçu l'attention de la communauté scientifique. Bien que cette région soit traitée comme une unité distincte, elle est aussi étroitement liée au courant de Gaspé, son voisin. Parfois, le courant de Gaspé est instable et se sépare de la côte pour recirculer partiellement dans le nord-ouest du golfe (Saucier *et al.* 2003), ce qui a un impact significatif sur la répartition de la biomasse phytoplanctonique dans la zone (Le Fouest *et al.* 2005). La région peut également recevoir les premiers stades de développement de *Calanus* en provenance de l'estuaire maritime (Zakardjian *et al.* 2003). La région est traversée par une partie du chenal Laurentien ; de là, les courants des eaux profondes en amont pourraient jouer un rôle dans la répartition et la structure de la communauté zooplanctonique de l'estuaire maritime (voir ci-après). Dans cette région, la circulation crée un remous presque permanent, connu sous le nom de « gyre d'Anticosti ». Le mouvement concentre les substances nutritives lorsque les eaux perdent de leur stratification au printemps, ce qui permet une prolifération très courte, mais intense, dominée par les diatomées. Même si cette région (avec la gyre d'Anticosti) est reconnue comme étant moins productive que le sud du golfe, la concentration de chlorophylle y est plus élevée au printemps (Starr *et al.* 2003). L'épuisement des substances nutritives survient de deux à trois semaines plus tôt que dans le sud-est du golfe, ce qui laisse sous-entendre que la prolifération printanière débute plus tôt à cet endroit (Starr *et al.* 2002). Après la prolifération, les substances nutritives qui se trouvent dans les eaux de surface peu profondes et fortement stratifiées, au centre de la gyre, s'épuisent pendant l'été, limitant ainsi la productivité du phytoplancton.

La profondeur du chenal Laurentien et l'influence des masses d'eau de diverses origines (p. ex. Arctique, Atlantique) favorisent la présence d'euphausiacés, de chétognathes (*Sagitta elegans*), d'amphipodes hypéridés et d'organismes gélatineux (siphonophores). Même si *Oithona similis* représente une forte proportion de la communauté, les grands copépodes du genre *Calanus* sont également abondants et contribuent considérablement à la présence d'une biomasse zooplanctonique importante dans la région. Les grandes profondeurs (320 m) favorisent la présence de copépodes du genre Calanus (*C. finmarchicus*, *C. glacialis* et *C. hyperboreus*) qui passent une partie considérable de l'année en diapauses dans les eaux profondes. L'abondance de ces espèces dans la gyre d'Anticosti explique l'importante biomasse zooplanctonique à cet endroit, particulièrement en automne. Les derniers stades de développement de *Calanus sp.* présents dans les eaux profondes du chenal Laurentien en automne sont ensuite transportés par les courants des profondeurs vers la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire maritime. Ce mécanisme peut aussi transporter le krill à la tête du chenal Laurentien, où les individus matures sont concentrés, créant ainsi la plus grande concentration de krill (surtout *Meganyctyphanes norvegica* et *Thysanoessa rashi*) observée dans l'Atlantique Nord-Ouest (Simard *et al.* 2002).

De Lafontaine *et al.* (1991) ont rapporté que l'abondance et la diversité de l'ichtyoplancton étaient faibles dans le nord–ouest et que celui-ci était surtout dominé par le capelan et le sébaste. Cependant, dans le milieu des années 1980, des concentrations élevées d'œufs (morue, plie grise) et de larves de poissons (lançon, sébaste) ont été observées le long de la côte du Québec, au sud-ouest de l'île d'Anticosti et dans le détroit de Jacques-Cartier (Ouellet *et al.* 1994). Il convient aussi de noter que le nord-ouest du golfe est une zone importante au printemps pour le développement des larves et pour le recrutement de la crevette nordique *(P. borealis)* (Ouellet *et al.* 1990 ; Ouellet et Lefaivre 1994).

4.4 NORD-EST DU GOLFE

Les données pour cette région sont encore fragmentaires, mais elles ont été améliorées pendant les dernières années grâce à la mise en œuvre du PMZA. La caractéristique principale du nord-est du golfe est l'influence de l'incursion d'eau froide et salée du courant côtier du plateau continental du Labrador qui entre par le détroit de Belle Isle (particulièrement en hiver). Selon la biomasse phytoplanctonique observée, cette région du golfe du Saint-Laurent serait moins productive que l'estuaire et la région du nord-ouest (de Lafontaine *et al.* 1991, Starr *et al.* 2003). Une simulation récente révèle des épisodes de production élevée, mais néanmoins possibles, le long de la côte du Québec qui peuvent être associés à l'entrée d'eau du plateau continental du Labrador par le détroit de Belle Isle à la fin de l'été et à l'automne (Le Fouest *et al.* 2005). Les remontées d'eau causées par les vents balayant la côte du Québec peuvent également occasionner un enrichissement épisodique en sels nutritifs des eaux de surface. Les larges chenaux de la région (Esquiman, Anticosti) favorisent le développement d'une abondante biomasse zooplanctonique à leurs marges. Les grands copépodes *C. finmarchicus* et *C. glacialis* sont dominants dans ces communautés (de Lafontaine *et al.* 1991, Harvey *et al.* 2004).

L'entrée du chenal d'Esquiman est également un site de frai important pour le stock de morue du nord du golfe (Ouellet *et al.* 1997). Une communauté d'ichtyoplancton diversifiée, dominée par les larves de capelan et de hareng, a été observée en été sur la côte ouest de Terre-Neuve (Grégoire *et al.* 2006).

4.5 CHANGEMENTS RÉCENTS SURVENUS DANS LE GOLFE DU SAINT-LAURENT

En raison des changements climatiques, le golfe du Saint-Laurent subit au fil des ans des changements à grande échelle qui peuvent avoir un impact sur l'ensemble de l'écosystème. Par exemple, récemment, un transfert hydrodynamique important est survenu dans le golfe. Les données hydrologiques enregistrées depuis 1996 révèlent en effet une entrée accrue de l'eau froide du plateau continental du Labrador par le détroit de Belle Isle, particulièrement en 2000 et 2001 (Therriault *et al.* 2002). Cet apport d'eau froide et dense, en partie d'origine arctique, dans le golfe du Saint-Laurent peut avoir de nombreuses répercussions physiques et biologiques. L'apparition de la diatomée *Neodenticula seminae* dans le golfe du Saint-Laurent pendant la prolifération printanière en 2001 pourrait être due à ce phénomène. Cette diatomée est atypique dans le golfe et se trouve habituellement dans les eaux du Pacifique Nord. Cette espèce aurait pu être transportée par advection de l'océan Pacifique à l'océan Arctique et, ensuite, dans le golfe par l'intermédiaire du courant du Labrador. L'espèce a ainsi proliféré dans l'estuaire maritime et le golfe en 2001 et 2002 (Starr *et al.* 2003). De la même façon, la hausse de l'abondance de l'amphipode hypéridé *Themisto libellula* dans le golfe du Saint-Laurent pourrait être liée à l'entrée d'eau du plateau continental du Labrador pendant l'hiver par le détroit de Belle Isle. Aucune mention de la présence de cette espèce arctique dans le golfe du Saint-Laurent n'est trouvée dans la littérature ou dans les échantillons prélevés dans le golfe du Saint-Laurent avant le début des années 1990. Harvey *et al.* (2004) ont trouvé une corrélation entre l'abondance de cette espèce et la proportion d'eau du courant côtier du Labrador présente dans la CIF. Cette espèce est prédatrice et pourrait avoir un impact non négligeable sur le mésozooplancton dans l'ensemble de l'écosystème.

4.6 DYNAMIQUE DU RÉSEAU TROPHIQUE MARIN

Il ne fait aucun doute que des changements sont survenus dans nombre d'écosystèmes marins, mais il est souvent difficile d'en connaître les causes avec exactitude. On peut modéliser les

divers sous-systèmes avec un certain succès pour produire un état instantané ou "snapshot" a un moment donné, mais leur analyse dans un contexte prévisionnel (dynamique spatio-temporelle) est plus complexe (Larkin 1996). La difficulté est en partie attribuable au nombre de variables à traiter et aux incertitudes ou inexactitudes que même de petites erreurs d'estimation peuvent entraîner sur les prévisions ou les simulations des modèles. Le manque de données pour tous les niveaux trophiques, à toutes les échelles spatio-temporelles, complique le problème. La modélisation de grands écosystèmes marins en est toujours à ses premiers balbutiements et constitue des simplifications des interactions trophiques entre différents groupes ou compartiments des systèmes étudiés. En outre, la validité de toute conclusion formulée à l'égard de l'écosystème étudié varie selon les données d'entrée ou intrants (et de la confiance que nous avons en elles) dans les modèles. Bien que la majeure partie des données soient de bonnes estimations de l'écosystème étudié, certaines données d'entrée ne sont que des estimations approximatives, c'est-à-dire que ces valeurs sont établies à partir de différentes sources documentaires et non de paramètres mesurés de façon indépendante. La présence de certaines erreurs dans les estimations des intrants pourrait modifier de manière significative les bilans, les prévisions ou les simulations des modèles, voire même donner une solution totalement différente. Il est donc essentiel de poursuivre l'amélioration des intrants afin d'accroître la qualité des prochains efforts de modélisation.

Par convention, on fait une distinction entre la régulation ascendante "bottom–up–control" et la régulation descendante "top–down–control" dans l'écologie du réseau trophique (Matson et Hunter 1992, Fath 2004). Selon l'hypothèse de la régulation ascendante, les producteurs primaires subissant l'effet des changements environnementaux sont à la base de la régularisation du réseau. Une hausse de la productivité aux niveaux inférieurs du réseau trophique entraîne une hausse de la productivité et de l'abondance à tous les niveaux trophiques supérieurs. À l'opposé, selon l'hypothèse de la régulation descendante, ce sont les espèces clés des niveaux trophiques supérieurs qui régularisent le réseau. Les effets des interactions prédateur-proie directes (consommation de proies par des prédateurs) ou indirectes (changement de comportement ou de morphologie de la proie) peuvent se répercuter en cascade dans tout le réseau trophique (Carpenter *et al.* 1985 ; Pace *et al.*, 1999 ; Romare et Hansson, 2003). Les effets de la pêche sont associés aux effets descendants parce que leur impact survient généralement au sommet de la chaîne alimentaire. Les effets des changements dans l'environnement océanique sont inclus dans les effets ascendants parce qu'ils influencent la production phytoplanctonique et se font ressentir depuis le bas de la chaîne alimentaire. Ainsi, un effet ascendant fort devrait engendrer une corrélation positive entre le prédateur et l'abondance des proies, parce que les deux populations dépendent de facteurs qui régularisent la productivité (Worm et Myers 2003). Par contre, un effet descendant fort devrait produire une corrélation négative entre le prédateur et la proie, car les prédateurs diminuent l'abondance des proies.

Le piscivorisme (se nourrir de poissons) est un phénomène courant dans les écosystèmes aquatiques et marins. Il s'agit de la plus grande source de prélèvement de poissons (mortalité par prédation) dans la majorité des écosystèmes marins, habituellement plus importante que les captures commerciales (mortalité par la pêche) (Sissenwine 1984). Des études portant sur les écosystèmes marins ont démontré que des variations dans la structure des écosystèmes (changements importants dans la biomasse d'espèces clés) pouvaient être perçues après des perturbations majeures, comme la pêche intensive (Jackson *et al.* 2001, Link et Garrison, 2002, Bundy, 2005, Savenkoff *et al.* 2007a et b). Une analyse récente de données historiques sur le plateau néo-écossais fournit la preuve de l'existence d'une cascade trophique, qui commence par

la morue et d'autres grands prédateurs et se poursuit jusqu'au niveau des substances nutritives, en passant par les petits poissons, le crabe, la crevette, le zooplancton et le phytoplancton (Frank *et al.* 2005). Cette cascade, qui comptait quatre niveaux trophiques et des substances nutritives, était régie par les changements dans l'abondance des grands prédateurs, consommateurs de poissons et de macroinvertébrés (Figure 4). Les grands prédateurs piscivores ont connu un déclin spectaculaire, mais leurs proies (hareng, capelan, crevette et crabe des neiges) ont vu leur abondance s'accroître. Frank *et al.* (2005) croient que cette variation de la structure des écosystèmes n'est pas unique, car plusieurs stocks de morue ont occupé des régimes océanographiques similaires dans l'Atlantique Nord-Ouest (au nord du 44°N).

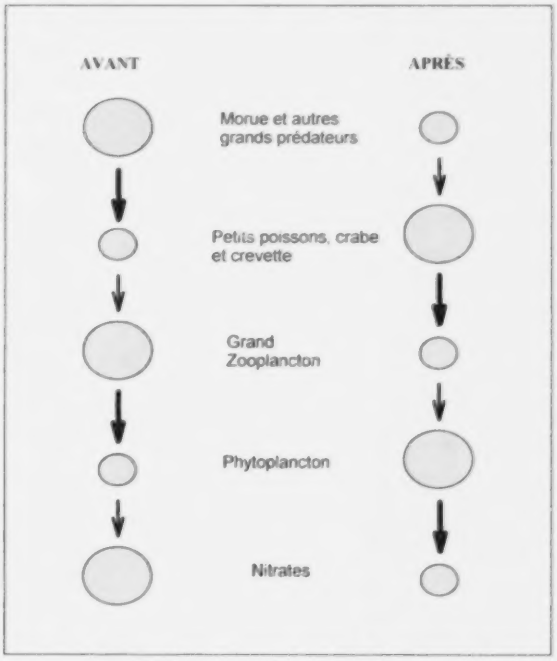

Figure 4. Effet de cascade causé par l'effondrement des stocks de morue et d'autres grands poissons prédateurs sur le plateau néo-écossais à la fin des années 1980 et au début des années 1990. La taille des cercles représente l'abondance relative du niveau trophique correspondant. Les flèches illustrent les effets descendants déduits (tiré de Scheffer *et al.* 2005).

De nombreux stocks de morue et de poisson de fond de l'Atlantique Nord-Ouest, où ils étaient des prédateurs dominants, se sont effondrés au début des années 1990 et n'ont pas réagi à l'arrêt complet de la pêche (Rice et Rivard 2003). En fait, des travaux effectués par Savenkoff *et al.* (2007a et b) dans le nord et le sud du golfe appuient l'hypothèse de la régulation descendante et ont démontré l'existence d'un changement de régime causé par la pêche dans les réseaux trophiques des deux sous-écosystèmes du golfe. Dans le nord et le sud du golfe du Saint-Laurent, la structure des écosystèmes s'est transformée de façon spectaculaire. Affichant auparavant (milieu des années 1980) une dominance des poissons de fond piscivores de grande longévité (morue, sébaste) et des petites espèces fourragères (capelan, maquereau, hareng et crevette), cette structure est maintenant (début des années 2000) dominée par les petites espèces fourragères et le

rôle joué par les mammifères marins en tant que prédateurs est de plus en plus important (CDEENA 2003, Savenkoff *et al.* 2007b). Également, en s'appuyant sur une méta-analyse des données tirées de séries chronologiques de neuf régions dans l'Atlantique Nord, Worm et Myers (2003) ont calculé des corrélations inverses fortes entre la crevette et la morue qu'ils ont interprétées comme des effets « descendants ».

La régulation des écosystèmes est plus complexe que le suppose la dichotomie « descendante et ascendante ». L'une des caractéristiques courantes de nombreux effondrements de stocks de poissons est la combinaison d'effets descendants et ascendants causés par une pêche intensive continue et une série d'échecs de recrutement attribuables à des conditions environnementales défavorables (Larkin 1996). Il reste à déterminer si les changements récents qui sont survenus dans les écosystèmes sont réversibles. D'autres facteurs, tant intrinsèques qu'extrinsèques, sont généralement liés aux changements survenus dans les écosystèmes. Des changements environnementaux ont pu contribuer à la restructuration du réseau trophique. À l'heure actuelle, la détection des changements dans les écosystèmes est axée surtout sur le choix de certaines espèces ou caractéristiques à titre d'indicateurs. La plupart des indicateurs sensibles de ces changements sont des caractéristiques telles que la diversité des espèces, le nombre de liens trophiques dans un réseau, la proportion d'espèces opportunistes ayant des taux élevés de croissance, les changements dans la taille moyenne et la longévité des espèces.

5.0 SYSTÈME HUMAIN

Pour évaluer et gérer les impacts sur les composants biologiques et physiques du golfe du Saint-Laurent, il faut bien comprendre comment fonctionne le système humain qui l'utilise. Ce dernier inclut les structures de gouvernance, le profil de l'établissement humain et du développement socio-économique, et les activités humaines qui ont lieu dans les environnements côtiers et marins.

5.1 STRUCTURES DE GOUVERNANCE

Le golfe du Saint-Laurent est un environnement complexe qui relève de plusieurs sphères de compétence dont le gouvernement du Canada, cinq gouvernements provinciaux (T.-N.-L., N.-É., N.-B., Î.-P.-É. et Qc) et de nombreuses administrations municipales. Parmi les détenteurs de responsabilités fédérales en matière d'océans dans le golfe du Saint-Laurent, citons les délégations régionales d'un grand nombre de ministères fédéraux, y compris Pêches et Océans Canada (Régions de Terre-Neuve et Labrador, du golfe et du Québec) et Environnement Canada (Régions de l'Atlantique et du Québec). Les Premières nations et d'autres groupes autochtones (Micmacs-21, Montagnais [Innus]-7, Malécites-1 et Métis-1) partagent un intérêt commun pour la gestion des activités et des ressources côtières et marines. La Loi constitutionnelle (1982) et la Loi sur les océans (1997) respectent les traités historiques et les droits traditionnels des Premières nations et d'autres groupes autochtones, et ce, en reconnaissant que leur savoir écologique traditionnel est un composant important de notre compréhension des écosystèmes marins. Trente lois fédérales et plus de cent lois provinciales ont pour but de réglementer les activités et les enjeux liés aux océans dans tout le golfe du Saint-Laurent. Cependant, ces règlements ne sont pas nécessairement coordonnés entre les organismes fédéraux et les cinq provinces côtières. À l'échelon municipal, les règlements municipaux et les règlements de zonage régissent les activités côtières de plus de 400 communautés bordant le golfe du Saint-Laurent. Les administrations municipales peuvent contribuer sensiblement à la gestion des zones côtières et marines grâce à une planification responsable de l'aménagement des côtes et

des infrastructures. Des organismes non gouvernementaux tels que les associations d'industries, les groupes environnementaux et d'intendance et les conseils de développement économique de même que des utilisateurs de l'océan contribuent également à assurer la durabilité des ressources océaniques dans le golfe au moyen de politiques générales ou de politiques d'utilisation éthique.

5.2 ÉTABLISSEMENT HUMAIN ET PROFIL SOCIO-ÉCONOMIQUE

L'accessibilité à un environnement marin très productif et la présence de marchés nord-américains et européens ont influé pendant des siècles sur l'établissement des populations humaines et le développement socio-économique du golfe du Saint-Laurent. Selon le recensement de 2001, la population totale de la région du golfe du Saint-Laurent était d'environ 860 000 personnes, soit une diminution d'environ 4 % par rapport au recensement de 1996 qui pourrait s'expliquer par un certain exode des habitants de la région ces dernières années. La densité moyenne de population en 2001 était trois fois supérieure à la moyenne canadienne, soit 9,9 habitants/km^2 : 17 % des personnes avaient moins de 15 ans et 19 %, plus de 60 ans, ce qui est similaire à la moyenne nationale. La tendance était toutefois quelque peu différente du côté des populations autochtones : de 30 à 40 % des personnes avaient moins de 15 ans et moins de 8 %, plus de 60 ans. Environ 43 % des personnes ne parlaient que l'anglais (T.-N. et L., N.-É., N.-B., Î.-P.-É.), 51 % des personnes ne parlaient que le français (principalement le Québec), 5 % des personnes parlaient anglais et français (N.-B. et QC) et 1 % des personnes parlaient une langue non-officielle. Les Montagnais (Innus) parlaient généralement leur propre langue, souvent avec le français ou l'anglais. En 2001, les industries primaires généralement saisonnières (pêche, agriculture, forêt et mines) ont employé 11 % de la main-d'œuvre active, soit presque deux fois la moyenne nationale. La moyenne des revenus annuels s'élevait à 23 000 $, 47 % de la population gagnant moins de 15 000 $; les deux équivalaient à environ 22 % de moins que la moyenne nationale. De plus, 19 % de la population comptait moins qu'une neuvième année de scolarité et seulement 10 % de la population avait obtenu un diplôme universitaire, comparativement à des moyennes nationales de 11 % et de 17 % respectivement. Cela peut être le résultat de l'accès réduit à l'enseignement supérieur dans les régions rurales, mais d'autres facteurs peuvent aussi être en cause.

5.3 ACTIVITÉS HUMAINES

Les activités telles que la pêche commerciale, l'aquaculture, l'exploration pétrolière et gazière, le transport maritime, le tourisme et les loisirs côtiers et marins ainsi que le dragage et un certain nombre d'industries fondées sur les ressources naturelles ont une importance sociale et économique majeure pour les personnes vivant dans la région du golfe du Saint-Laurent. Le développement industriel et économique peut exercer une pression sur les composants biologiques et physiques des écosystèmes et peut engendrer des conflits entre les utilisateurs de l'espace océanique.

Les pêches commerciales, y compris les pêches aux poissons de fond, aux poissons pélagiques, aux mollusques et crustacés, ainsi que l'exploitation des plantes marines et des phoques visent plus de 50 espèces dans le golfe du Saint-Laurent. Les moratoires imposés sur les stocks de saumon atlantique, de morue et de sébaste au début des années 1990 ont provoqué une augmentation de l'effort de pêche pour un certain nombre d'espèces auparavant sous-utilisées mais potentiellement plus rentables, dont le crabe des neiges, la crevette et le homard. Les statistiques récentes (1997-2001) montrent que les débarquements moyens ont diminué de 32 % (à 223 069 t) comparativement à 1990-1991 (immédiatement avant l'instauration de tout

moratoire sur la pêche commerciale), alors que la valeur moyenne a augmenté de 37 % (à 467 000 000 $) pour la même période. En moyenne, de 1992 à 2001, les prélèvements de phoques du Groenland dans le golfe du Saint-Laurent représentaient environ 30 % du total de prélèvements de phoques dans l'Atlantique Nord-Ouest. Des pratiques de pêche antérieures (principalement le chalutage par le fond) ont été citées comme étant des causes de la perte d'habitats marins et de l'épuisement d'un certain nombre de stocks de poissons. Nombreux sont ceux qui sont préoccupés par le fait que les pratiques de pêche actuelles peuvent continuer d'avoir un effet négatif sur le rétablissement des stocks et de favoriser l'effondrement d'autres stocks de poissons.

On compte environ 1 800 sites aquicoles dans l'ensemble du golfe : 96 % des sites sont concentrés à l'Île-du-Prince-Édouard, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick. La production d'huîtres et de moules bleues représente 99 % des sites, et ces derniers ont connu une hausse de production de 17 % de 2000 à 2001 (33 900 t). Les conflits entre les utilisateurs de l'océan, l'échappée d'espèces exotiques et potentiellement envahissantes ainsi que la transmission de maladies à des stocks de poissons sauvages sont des questions préoccupantes pour l'industrie aquicole.

L'activité pétrolière et gazière menée dans le golfe du Saint-Laurent est principalement d'ordre exploratoire, avec l'acquisition de données sismiques extracôtières couvrant 60 000 kilomètres depuis les années 1960 et le forage en mer limité à moins d'une douzaine de puits (aucun n'est en production). Plus récemment, une activité de forage sur terre a permis de faire des découvertes mineures dans la péninsule de Port-aux-Ports (Terre-Neuve et Labrador), la péninsule gaspésienne (Québec) et le sud du Nouveau-Brunswick, où des licences d'exploitation/de production ont été délivrées. Des licences/permis d'exploration sont également en vigueur dans la zone extracôtière de Terre-Neuve et du Labrador, de la Nouvelle-Écosse et du Québec ainsi que dans les zones terrestres côtières de chacune des cinq provinces. Les activités de prospection sismique extracôtières peuvent entrer en conflit avec les pêches et d'autres activités. Toutefois, on connaît peu de choses sur l'effet qu'ont ces activités sur le comportement des organismes marins. L'accumulation de débris de forage et la possibilité de déversements associées à d'éventuelles activités de forage pour l'exploration et la production figurent parmi les préoccupations environnementales dont il faudra tenir compte à mesure que cette industrie prendra de l'essor.

Environ 6 400 navires commerciaux transitent tous les ans par le détroit de Cabot (le détroit de Belle Isle offre un itinéraire de rechange pendant les saisons sans glace). Le golfe soutient ainsi le commerce national et international de produits pétroliers, miniers, forestiers et agricoles ainsi que l'industrie des croisières. Bien qu'une grande partie de ce trafic se rende jusqu'aux Grands Lacs, la région du golfe compte plus de 40 ports capables de recevoir des grands navires ainsi que de nombreux petits ports où vont accoster les navires de pêche commerciale et de plaisance qui sillonnent les eaux côtières.

L'industrie du tourisme et des loisirs côtiers et marins connaît un essor dans l'ensemble du golfe du Saint-Laurent, notamment avec la hausse du nombre de croisières et d'excursions en mer (observation des baleines et circuits en mer), de la navigation de plaisance ainsi que de l'aménagement de terrains de golf et de la construction de chalets. On compte aussi un certain nombre de zones de conservation et de zones protégées dans la région du golfe du Saint-Laurent, dont des parcs nationaux (7) et des sites historiques (7), des parcs provinciaux (59), des refuges d'oiseaux migrateurs (20), des réserves fauniques nationales (13) et des réserves écologiques (8).

Nombre de ces zones deviennent le point central d'une industrie du tourisme en pleine expansion. Les navires de croisière et autres grands navires peuvent cependant introduire des espèces non indigènes et contaminer des zones marines lorsqu'ils évacuent leurs eaux de cale, de ballast et/ou usées. On estime que les navires de croisière accueillant plus de 4 000 personnes par voyage (une population plus grande que celle de la plupart des municipalités situées sur le littoral du golfe du Saint-Laurent) produisent 400 000 gallons d'eaux usées par jour. La dégradation des côtes et la contamination des zones marines sont quant à elles des préoccupations associées à l'aménagement côtier pour la tenue d'activités récréatives.

Des travaux de dragage sont effectués dans bien des ports du golfe pour assurer la sécurité des navires. Or, à nombre d'endroits, un redragage annuel est requis pour contrer les effets des processus naturels d'érosion et de sédimentation, qui remplissent les bassins. La perte d'habitats et d'espèces locales est une préoccupation associée au dragage et à l'évacuation en mer des produits de dragage.

Les activités terrestres, en particulier celles qui ont lieu le long des côtes, peuvent également avoir un impact sur le milieu marin. On y dénombre environ 21 usines de pâtes et papiers, 13 installations de traitement des minerais (y compris six usines de traitement de l'aluminium sur la Basse-Côte-Nord) et plus de 200 usines de transformation du poisson. Plus de 1 000 barrages sont aménagés sur les cours d'eau qui se jettent dans le golfe. Environ 1,5 million d'hectares de terres agricoles bordent le golfe du Saint-Laurent ; l'Île-du-Prince-Édouard (522 964 ha), la côte nord de la Nouvelle-Écosse (198 008 ha) et la région du Bas-Saint-Laurent du Québec (350 251 ha) représentent plus de deux tiers de la superficie totale. De plus, de nombreuses municipalités rejettent toujours leurs eaux usées non traitées dans le golfe. Le rejet de contaminants biologiques et chimiques provenant d'installations de traitement industriel, de transformation des aliments et agricoles ainsi que d'eaux d'égouts urbaines et d'égouts pluviaux peuvent avoir un impact sur les zones marines. Finalement, la modification des cours d'eau se déversant dans le golfe a également un impact sur les espèces de poissons diadromes migratrices et les environnements estuariens.

6.0 IMPACTS DE L'HOMME : FACTEURS DE PERTURBATION RÉSULTANT DE L'ACTIVITÉ HUMAINE

Les principaux enjeux à traiter à l'échelon de l'écosystème reposent sur la connaissance actuelle des principales activités humaines, des facteurs de dérangement environnementaux qu'elles produisent dans l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et de leur influence sur le plan de l'écosystème, c.-à-d. leurs répercussions sur l'intégrité, la structure et le fonctionnement de l'écosystème. L'examen de ces enjeux doit être axé sur les pressions et les facteurs de dérangement communs lorsque les activités humaines en cause sont multiples ou, au contraire, sur des activités humaines particulières lorsque les facteurs de dérangement connexes sont uniques/isolés (tableau 1). On a estimé que les enjeux concernant la destruction de l'habitat, les parasites/maladies, les déchets/eaux usées de même que le dragage et l'élimination en mer étaient davantage de nature régionale ou locale, après quoi on a décidé que les impacts localisés sans effets cumulatifs importants et visibles sur l'écosystème ne seraient pas traités ici. D'après ces critères, sept enjeux dont les impacts sont importants ont été relevés : dérangement, impacts des activités de pêche, espèces envahissantes, changements climatiques, apports d'eau douce, contamination chimique et eutrophisation des eaux côtières.

6.1 DÉRANGEMENT

6.1.1 Dérangement résultant de l'activité de forage sismique et exploratoire de l'industrie pétrolière et gazière

L'exploitation des ressources pétrolières et gazières du golfe du Saint-Laurent en est aux stades de la prospection, ce qui suppose principalement la réalisation de levés sismiques. Les activités de cette industrie se déroulent actuellement à petite échelle, mais on peut s'attendre à ce qu'elles s'intensifient sensiblement. Cependant, des activités sismiques à des fins de prospection et de recherche ont lieu depuis plus d'une trentaine d'années et ont permis de couvrir des milliers de kilomètres. Le plus souvent, les méthodes utilisées par le passé étaient beaucoup plus perturbatrices que celles employées aujourd'hui et incluaient fréquemment l'utilisation d'explosifs. Ces explosifs, qui ne seraient plus employés de nos jours, étaient reconnus pour entraîner la mortalité immédiate et massive de nombreux organismes. Les études entreprises à l'époque pour étudier les effets de ces levés sur le biote sont rares, voire inexistantes. Un certain nombre de puits d'exploration ont également été forés dans le golfe du Saint-Laurent.

Bien que les effets de la prospection sismique sur les animaux marins puissent être importants, on connaît très peu leurs impacts et leur durée dans des eaux peu profondes comme celles du golfe. On réalise habituellement des levés sismiques sur de vastes étendues d'un écosystème marin ; il peut s'agir de levés à deux dimensions (2D) ou à trois dimensions (3D). Dans les levés 3D, l'espacement des lignes de levé est beaucoup plus étroit et, malgré l'emploi de multiples chapelets d'hydrophones, ces levés supposent l'utilisation prolongée et beaucoup plus fréquente de canons à air. La possibilité que les levés sismiques aient des impacts et des effets cumulatifs – effets attribuables aux détonations et à d'autres sources de bruit – est plus importante sur le plan spatial que dans le cas de certaines autres activités liées à l'exploitation des ressources pétrolières et gazières. Les puits d'exploration et les installations de production qui seront éventuellement aménagés auront un impact direct sur l'environnement marin local (habituellement à moins de 500 mètres de la tête du puits). Cela dit, les inquiétudes augmentent à la suite des observations réalisées en mer du Nord, selon lesquelles les contaminants présents dans l'eau produite, dont le volume croît avec l'âge du projet, peuvent avoir des impacts sur la croissance et la reproduction de certaines espèces de poissons.

Les activités sismiques en milieu marin nécessitent l'émission d'ondes sonores dans l'eau. Pour ce faire, des canons à air relâchent à grande vitesse un volume de gaz comprimé dans l'eau. Cette action crée une bulle dont l'expansion rapide produit un signal sonore (impulsion primaire). Cette impulsion, dont l'amplitude de l'oscillation décroît, crée ce qu'on appelle un signal d'impulsion. Le signal d'un canon à air est omnidirectionnel et peut produire des niveaux sonores élevés, dont les fréquences vont de celles du signal d'impulsion (environ 20 Hz) jusqu'à des harmoniques d'au moins 500 Hz (Verbeek et McGee 1995).

Selon son intensité et sa fréquence, le bruit peut interférer avec le comportement de certaines espèces et, parfois, peut causer des dommages physiques. Les impacts sur les animaux marins sont généralement méconnus, souvent même inconnus, et peuvent varier selon les conditions environnementales (p. ex. couverture glacière, topographie du fond, état de la mer) et l'espèce exposée (comportement et situation de chaque individu).

Les effets potentiels des activités sismiques sur les animaux marins dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sont préoccupants. L'écosystème du Saint-Laurent abrite plusieurs espèces désignées en tant qu'espèces « préoccupantes ». En conséquence, les activités sismiques réalisées

dans ces eaux pourraient devenir un facteur de dérangement supplémentaire pour ces espèces, ce qui limiterait leur rétablissement.

Il existe très peu d'information précise sur les impacts que peuvent avoir les activités sismiques sur la faune marine de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en raison du très faible nombre d'études traitant directement de ce sujet. En outre, peu d'espèces ont été étudiées, et les études disponibles ont été, pour la plupart, contrôlées en laboratoire ; on ignore donc l'applicabilité de leurs résultats sur le terrain. En raison de toutes ces incertitudes, il est difficile d'évaluer les impacts avec précision.

Si les bruits sismiques en milieu marin ne sont pas entièrement sans conséquences, il n'est pas non plus certain qu'ils causent des dommages graves et irréversibles à l'environnement. On a observé des effets sur le succès de la pêche dans quelques études (p. ex. Engas *et al.* 1996). Les résultats indiquent un potentiel de déplacement temporaire d'au moins quelques populations de poissons, mais il n'a été aucunement démontré que les levés sismiques sont plus ou moins susceptibles d'effrayer les poissons que, par exemple, le bruit associé aux principales routes maritimes ou même à certaines activités de pêche. Il est vrai que certains poissons peuvent fuir temporairement la zone de levés, mais il est aussi important, sinon plus, de s'interroger sur le risque réel de dommage biologique posé par les activités sismiques. Une source sonore peut entraîner une mortalité immédiate de poissons, jeunes et adultes, ainsi que de leurs œufs s'ils sont situés dans un rayon de quelques mètres. Outre cette mortalité immédiate, des dommages physiologiques et anatomiques graves peuvent également survenir chez des individus exposés et entraîner d'autres effets, comme une mortalité différée, une vulnérabilité accrue à la maladie et à la prédation ou, encore, une diminution de la qualité des œufs.

Parmi les facteurs qui jouent un rôle important dans l'évaluation des impacts sur des organismes marins, mentionnons la quasi-absence de données concernant le lien causal entre l'exposition et les effets nocifs ou potentiellement nocifs. Même si peu d'effets ont été observés, une étude pilote récente portant sur le crabe des neiges a mis en relief l'importance d'établir le lien entre l'exposition et les effets sur les œufs (Christian *et al.* 2004). En effet, un retard de développement chez les œufs qui avaient été exposés à des niveaux relativement élevés de bruit trois mois plus tôt, a été observé dans cette étude. On a également remarqué des dommages anatomiques aux oreilles des poissons exposés à de l'énergie sismique (McCauley *et al.* 1998). De telles études illustrent la nécessité d'étudier à fond les effets physiologiques et pathologiques de différentes énergies sonores sur certaines espèces, à différents stades de développement. Il serait également prématuré, en ce moment, d'adopter des niveaux de référence particuliers pour les poissons sans connaître dans une certaine mesure la taille potentielle des zones de dommages (p. ex. lien entre l'énergie et le dommage causé) pour les poissons pendant les levés sismiques.

Lorsqu'on évalue les effets du bruit produit par un réseau de canons à air sismiques sur des mammifères marins, le niveau de bruit ambiant influe sur la perception qu'aura un animal du bruit sismique (Lawson et McQuinn 2004). La distance à laquelle un bruit donné est audible pour un mammifère marin récepteur et à laquelle ce mammifère peut réagir sera plus courte si le bruit ambiant est relativement plus élevé. Le golfe du Saint-Laurent est une zone de trafic maritime relativement intense. On estime que plus de 2 000 gros navires commerciaux (navires-citernes et cargos) voyagent dans le golfe du Saint-Laurent chaque année. La grande majorité emprunte l'estuaire du Saint-Laurent pour se rendre à Montréal et le reste se déplace le long de la Côte-Nord (Kelly 2002). Ce trafic contribue considérablement au maintien d'un bruit de fond élevé dans le golfe du Saint-Laurent (Zakarauskas *et al.* 1990, Desharnais et Collison 2001).

L'impact du trafic local prédomine dans les eaux peu profondes et ajoute jusqu'à 5 dB au bruit ambiant, tandis que ce bruit ambiant dans les eaux plus profondes est éclipsé par les bruits plus distants du trafic maritime. En outre, à proximité des ports de pêche et des activités d'observation des baleines, le trafic local des embarcations de plaisance peut accroître considérablement le bruit ambiant. Par exemple, à l'embouchure du chenal Laurentien, près de Tadoussac, les périodes de pointe du trafic lié à l'observation des baleines ajoutent jusqu'à 10 dB au bruit ambiant, comparativement aux périodes de faible trafic, pour des fréquences de 500 et de 1000 Hz (P. Scheifele, Department of animal science, University of Connecticut, USA, données non publiées).

Les effets des activités sismiques sur les mammifères marins pourraient aller d'une réaction nulle à des changements comportementaux à petite échelle, en passant par des effets auditifs – comme des changements provisoires ou permanents de la sensibilité auriculaire – et des dommages non auditifs – comme l'hémorragie et la mortalité directe (Lawson et McQuinn 2004). Pour l'instant, rien ne prouve que les sources de bruit sismique ont des impacts physiques aigus ou chroniques, mais il convient de noter que l'étude des effets sublétaux sur les mammifères marins sauvages pourrait être complexe.

On connaît mal les changements de comportement que suscitent les levés sismiques chez certaines espèces de mammifères marins. Parmi les effets comportementaux documentés chez les baleines, citons l'évitement des zones d'activités sismiques, l'interférence avec la vocalisation, la désorientation, la modification des profils de respiration et de plongée, la modification des patrons migratoires et l'attirance de certains mammifères pour les sources sonores, sans oublier les effets négatifs secondaires sur les sources de nourriture et l'habitat. D'autres effets indirects sont également préoccupants (p. ex. concurrence accrue pour la nourriture ou disponibilité réduite de cette dernière pour les individus déplacés dans des habitats suboptimaux, augmentation des coûts métaboliques). Chez les espèces inscrites à la liste de la LEP en particulier, les effets néfastes qui touchent un individu peuvent se répercuter sur toute la population. Ainsi, dans les situations critiques, l'affaiblissement ou la perte d'un seul individu (p. ex. pour le dauphin à dos lisse et le rorqual bleu) pose un risque pour la santé et la productivité de la population toute entière (Lawson et McQuinn 2004).

Les cétacés à fanons sont probablement les mammifères marins les plus sensibles aux impulsions sismiques dont les fréquences se situent dans la même plage que celles employées par ces animaux. Les phoques sont également sensibles aux sons de basse fréquence (<1 kHz), et leur acuité auditive diminue à de très basses fréquences. Comme les cétacés à dents perçoivent moins bien les basses fréquences, le potentiel de dommages auditifs consécutifs à l'exposition prolongée à des bruits de basse fréquence d'origine sismique est probablement moins important (Richardson *et al.* 1995). On ne connaît pas avec exactitude les capacités d'audition des grands cétacés à dents (p. ex. cachalot), mais ils perçoivent peut-être mieux les basses fréquences que les cétacés à dents de plus petite taille. Si cette hypothèse se confirmait, cela signifierait que l'impact des impulsions sismiques chez ces espèces pourrait se comparer à celui observé chez les cétacés à fanons (McCauley *et al.* 2003).

Principaux facteurs de dérangement attribuables à la prospection sismique et au forage exploratoire

- Bruit créé par l'utilisation prolongée et fréquente de canons à air (il convient de noter qu'il existe de nombreuses méthodes pour mesurer ce bruit et qu'il faut faire appel à des experts pour

l'exprimer correctement, mais que c'est le bruit perçu et non le bruit à la source qui est préoccupant).

- Déversements accidentels d'hydrocarbures (habituellement consécutifs à l'utilisation normale de navires, mais qui peuvent inclure des déversements accidentels fréquents, mais de faible quantité en cas de rupture des chapelets d'hydrophones).

- Collisions avec des navires (mammifères marins et reptiles).

6.1.2 Dérangement résultant du trafic maritime dans le Saint-Laurent et le fjord du Saguenay

La principale source de dérangement dans la région de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay est liée au trafic maritime – activités d'observation des baleines, traversiers et navires commerciaux. Ce type de dérangement peut entraîner la modification ou l'interruption de certaines activités essentielles, comme le repos, l'alimentation, la vocalisation, la plongée et les soins aux petits. Selon son type, sa durée et sa fréquence, le dérangement peut avoir des répercussions graves à long terme sur certaines populations de mammifères marins.

On croit que les bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent se sont habitués à certaines activités humaines (Savaria *et al.* 2003). Néanmoins, certains dérangements qui surviennent pendant des périodes critiques (p. ex. mise bas et activités périnatales) ou dans certaines aires d'alimentation pourraient avoir des effets négatifs sur les animaux. En fait, des modifications des comportements de plongée/vocalisation ont été observées à l'approche de bateaux (Blane et Jaakson 1994, Lesage *et al.* 1999). De même, des changements dans les déplacements habituels des bélugas à l'embouchure du fjord du Saguenay pourraient être liés au trafic intense qui a cours dans cette zone (Caron et Sergeant 1988, Pippard 1985).

Les rorquals sont une espèce ciblée par les activités d'observation des baleines dans l'estuaire du Saint-Laurent. Michaud et Giard (1998) ont observé que, en présence d'un grand nombre de bateaux, les rorquals communs modifiaient leur comportement de plongée, ce qui influait négativement sur leur capacité à s'alimenter. On a signalé un fort lien négatif (bien que non statistiquement significatif) entre le nombre de bateaux et la durée des plongées en eaux profondes associées à l'alimentation. En conséquence, il est possible que ces changements touchant les comportements de plongée réduisent l'efficacité de l'alimentation. On croit que le rorqual bleu est plus sensible aux dérangements que le rorqual commun (Savaria *et al.* 2003). Puisque la proie du rorqual bleu (principalement le krill) peut être présente en grandes concentrations sur des territoires plus vastes que ceux occupés par les proies du rorqual commun (la plupart du temps le capelan qui se concentre à l'embouchure du chenal Laurentien), le rorqual bleu pourrait être moins affecté par le dérangement. Les impacts précis de la proximité du trafic maritime sur les baleines demeurent incompris, car ils sont difficiles à évaluer.

Les facteurs de dérangement peuvent avoir de graves répercussions sur le phoque commun, selon l'endroit et la période de l'année. Lorsqu'ils sont dérangés, ces animaux ont tendance à quitter les échoueries pour se réfugier dans l'eau. La tolérance et les réactions des phoques aux dérangements varient selon le type d'activité humaine (p. ex. bateau à moteur ou à rames, randonneur) (Henry et Hammill 2001). Les dérangements qui surviennent pendant les périodes biologiques critiques, comme la mise bas, la lactation et la mue (de mai à la mi-septembre), pourraient avoir des effets négatifs graves sur l'animal, puisque certains besoins biologiques des phoques exigent qu'ils demeurent hors de l'eau.

Il a été démontré que la fréquence d'utilisation de certains sites par les phoques diminue lorsque l'activité humaine augmente (p. ex. île Saint-Barnabé dans l'estuaire du Saint-Laurent) (Savaria *et al.* 2003). Heureusement, les activités d'observation des phoques sont assez limitées. Elles ont principalement lieu sur la côte sud (régions du Bic et de Rivière-du-Loup, dans l'estuaire du Saint-Laurent). Néanmoins, toute augmentation de ce dérangement à des échoueries importantes pourrait avoir un impact négatif sur la population de phoques.

6.2 IMPACTS DES ACTIVITÉS DE PÊCHE

La pêche commerciale dans le golfe du Saint-Laurent entraîne le prélèvement de grandes quantités de biomasse, en particulier aux niveaux plus élevés du réseau trophique (voir la section « Dynamique du réseau trophique marin » pour connaître l'impact potentiel sur la chaîne alimentaire). Les pêches sont fortement réglementées en ce qui concerne le type d'engin utilisé et les espèces (ou les groupes d'espèces) prélevées, mais de nouvelles recherches seront nécessaires pour en déterminer les impacts sur l'habitat et l'écosystème.

6.2.1 Prélèvement de biomasse (déséquilibre de la structure du réseau trophique)

L'impact le plus grand que peuvent avoir les pêches sur les populations marines est indéniablement l'augmentation de la mortalité chez les espèces cibles ou chez celles prises de façon fortuite. Les activités de pêche ont des impacts directs sur les populations ciblées en augmentant leur mortalité. Ces impacts varient selon l'espèce et l'intensité de l'effort de pêche. Par exemple, la mortalité due aux pêches a peu d'impact sur le capelan dans le golfe du Saint-Laurent comparativement à la mortalité naturelle, qui est beaucoup plus importante (Grégoire *et al.* 2003). Qui plus est, on accepte généralement l'idée selon laquelle les espèces qui croissent plus lentement et qui arrivent à maturité à un âge plus tardif sont plus vulnérables aux impacts des pêches.

En l'absence d'activités de pêche, l'existence de nombreuses classes d'âge peut compenser un faible recrutement au sein d'une cohorte (Jennings et Kaiser 1998). Par contre, lorsque les pêches entraînent la disparition d'une grande partie de ces classes d'âge, une seule année de faible recrutement peut avoir un impact important sur la taille de la population.

Les pêches peuvent créer une pression sélective qui provoquera une réaction d'adaptation du stock. Cette pression est attribuable au fait que les pêches ciblent des individus plus gros, à croissance plus rapide. Les pêcheurs ciblent généralement des poissons plus gros pour leur valeur et parce que les engins de pêche permettent également de limiter la taille minimale des captures. En conséquence, dans les cas des espèces fortement pêchées, un individu qui atteint la maturité sexuelle à un âge précoce a plus de chances de se reproduire qu'un autre qui atteint cette maturité tardivement, car ce dernier est susceptible d'être capturé avant son premier frai. Lorsque ces caractéristiques sont partiellement héréditaires, les génotypes des individus qui se reproduisent à un âge plus précoce et à une plus petite taille sont favorisés. Pour de nombreux stocks, on a observé que les poissons peuvent se reproduire à un âge de plus en plus précoce et à une taille de plus en plus petite. La taille moyenne de la morue, mesurée aux âges 6 et 8, décroît depuis les années 1980 dans le nord du golfe du Saint-Laurent (Dutil *et al.* 1999).

Dans certaines pêches, la sélection des tailles entraîne également une sélection des sexes. L'exemple du crabe des neiges dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent illustre bien ce phénomène. Comme le débarquement des femelles de cette espèce est interdit, seuls les mâles sont capturés. Tout changement important dans le ratio entre les sexes, à savoir si le nombre de

mâles devenait trop faible pour fertiliser toutes les femelles (disponibilité limitée du sperme), pourrait avoir des répercussions sur la population. Le nombre de mâles pourrait également limiter le nombre d'œufs fertilisés par femelle. Néanmoins, un mâle peut fertiliser plusieurs femelles, et ces dernières peuvent conserver le sperme dans leur réceptacle séminal pendant plusieurs années. Ce sujet est actuellement à l'étude, et certaines données semblent indiquer que le recrutement pourrait effectivement être affecté par un changement de ratio entre les sexes chez cette espèce (Sainte-Marie *et al.* 2002).

Les pêches peuvent également avoir une incidence sur les populations pendant la période de reproduction en créant un stress supplémentaire. De nombreuses espèces, comme la morue et le capelan, sont activement pêchées pendant le frai parce qu'elles se rassemblent pendant cette période et que les taux de prises sont évidemment plus élevés. Des études réalisées en laboratoire ont permis de démontrer que, chez la morue, une hiérarchie s'organise pendant le frai (Hutching *et al.* 1999). Le chalutage pourrait influer sur cette hiérarchie en déplaçant ou en prélevant certains individus dominants. Le temps perdu à la réorganisation de la hiérarchie pourrait entraîner la perte de nombreux œufs et, par le fait même, une diminution du recrutement. En outre, le chalutage est également reconnu pour causer de graves dérangements benthiques de même que pour avoir une incidence sur de nombreuses espèces non ciblées, tant sur le plan de l'individu que sur celui de la communauté.

Les pêches peuvent influer sur la structure de l'écosystème en modifiant de différentes façons les rapports de concurrence et de prédation qui existent entre les espèces – par exemple, en ciblant certaines espèces dont la mortalité augmente et dont la biomasse diminue. D'autres espèces inexploitées qui occupent une niche écologique similaire à l'espèce ciblée peuvent, pour leur part, voir leurs chances de survie s'accroître (Blanchard 2001). Les pêches peuvent ainsi influer sur la diversité d'un écosystème en favorisant des espèces moins compétitives. Le déclin de certaines espèces peut également entraîner une modification de plusieurs liens dans le réseau trophique, un phénomène qu'on appelle « cascade trophique » (voir la section « Dynamique du réseau trophique marin »).

Dans le golfe du Saint-Laurent, la seule espèce de mammifère marin ciblée par la chasse commerciale à grande échelle est le phoque du Groenland. Les phoques du Groenland qui fréquentent le golfe (selon la saison) font partie d'une population dont l'aire de répartition s'étend jusqu'au Groenland. La population a fait l'objet d'une chasse intensive jusqu'à l'effondrement des marchés européens des manteaux de fourrures de blanchons ; la biomasse avait alors décliné à moins de deux millions d'animaux. L'abondance de l'espèce a ensuite augmenté en raison de la diminution de la pression exercée par la chasse, pour atteindre plus de cinq millions d'individus, d'après les estimations, vers le milieu des années 1990. Les captures ont toutefois recommencé à augmenter en 1996. En 2000, des experts du ministère des Pêches et des Océans ont confirmé que si les taux de prises canadiens actuels se maintenaient, la poursuite de l'augmentation de la récolte au Groenland aurait un effet négatif sur la taille de la population (MPO 2000b). Outre les liens qui existent entre les phoques et leurs proies décrits plus tôt, l'information concernant les impacts potentiels de la récolte du phoque sur l'écosystème du golfe est pratiquement inexistante.

En plus de leurs impacts sur les populations de poissons et d'invertébrés décrits précédemment, les pêches peuvent influer sur l'ensemble de l'écosystème en modifiant sa structure et son fonctionnement (Savenkoff *et al.* 2007a et b). Parmi toutes les activités qui ont une incidence sur les écosystèmes marins, la pêche est probablement la plus importante. Il est toutefois difficile de

savoir quels changements dans l'écosystème peuvent être attribués aux pêches, puisque cette activité est y pratiquée depuis des siècles. Selon Cushing (1988), la pêche à la morue était déjà florissante au XVI[e] siècle. La difficulté réside donc dans l'évaluation de l'impact des pêches sur un écosystème sans connaître son état initial, avant le début des activités humaines. L'observation des changements graves survenus à l'échelle de la planète ne nous a que récemment amenés à nous interroger sur les impacts qu'ont les pêches sur l'ensemble des communautés plutôt que sur les seules populations ciblées par les pêches (Jennings et Kaiser 1998).

6.2.2 Dommage causé à l'habitat ou destruction de ce dernier, et pêche fantôme par des engins de pêche perdus ou endommagés

Les impacts des engins de pêche sur les organismes benthiques et pélagiques ciblés ou non, ainsi que sur les habitats physiques et biologiques sont bien documentés dans la littérature scientifique. Ces impacts peuvent inclure des effets à court terme, comme la remise en suspension de sédiments, le creusement ou le réalignement du lit, la destruction d'habitats et d'organismes, ainsi que des effets à plus long terme, comme des changements dans la structure des sédiments, les communautés benthiques, les processus écosystémiques ou le recrutement à la pêche (Gordon *et al.* 2002). Néanmoins, aucune étude expérimentale propre au golfe du Saint-Laurent n'a été publiée.

Les panneaux des chaluts de fond draguent les sédiments et y laissent une trace. La turbidité de la colonne d'eau consécutive au dragage s'accroît sur une distance pouvant atteindre 50 m et peut entraîner une diminution de la production primaire si elle atteint la zone euphotique. Les dommages attribuables au chalut peuvent avoir des impacts à long terme sur les fonds meubles, dont la stabilité dépend du benthos, ou sur les fonds légèrement renforcés, dont la stabilité dépend d'une mince couverture de galets ou de gravier. Une fois perturbée par de l'équipement lourd, la stabilité physique et biologique peut disparaître, et ces zones pourront devenir dorénavant plus sensibles aux dérangements naturelles. Les dragues à pétoncles possèdent des dents qui raclent le fond et soulèvent un nuage trouble sur leur passage. Elles déplacent également le sable, le gravier et les galets, introduisent souvent dans la colonne d'eau des quantités considérables de ces matériaux et créent des ondulations sur le fond.

Les engins de pêche abandonnés pour des raisons de sécurité ou simplement perdus dans des épisodes de mauvais temps (le plus souvent des filets maillants, et parfois des casiers à mollusques et à crustacés et des chaluts) représentent une autre source d'impact résultant des activités de pêche commerciale. Tandis que les casiers à homard et à crabe peuvent être dotés de dispositifs d'évasion biodégradables, les filets de pêche continuent souvent de capturer des poissons jusqu'à ce qu'ils se dégradent ou calent sous le poids des poissons en décomposition.

6.3 ESPÈCES ENVAHISSANTES

Les espèces envahissantes, dans le contexte du présent rapport, sont des espèces de la communauté marine maintenant considérées comme indigènes, mais qui ont déjà été, dans un passé récent, des espèces étrangères ou non indigènes. Certaines de ces espèces sont, à n'en pas douter, bénéfiques et possèdent un intérêt commercial ou écologique. Les connaissances sont limitées du fait que ce n'est que durant les dernières décennies que des efforts ont été déployés pour relever de façon systématique toute espèce considérée comme envahissante dans le golfe. Naturellement, la plus grande partie, voire la totalité, de ces efforts ont été consacrés à relever les

espèces dommageables ou nuisibles. On connaît peu les espèces étrangères ou même les envahisseurs éventuels du golfe dont l'incidence est bénigne. Pour simplifier, on emploie le terme « espèce envahissante » dans la présente section dans un sens général pour désigner toute espèce introduite, étrangère ou non indigène, que son incidence soit nuisible, dommageable, bénigne ou bénéfique.

Il convient de reconnaître que l'expansion de l'aire de répartition des espèces est un aspect normal et sain de l'écologie, de la dynamique des communautés et de l'évolution. La différenciation des espèces (l'apparition d'une nouvelle espèce et, par conséquent, l'accroissement de la biodiversité dans le monde) a été facilitée au cours des millénaires par des changements touchant la concurrence, l'hybridation et le mélange génétique associé à l'expansion naturelle et progressive de l'aire de répartition de certaines espèces. En bout de ligne, les organismes qui ont le plus de succès sont ceux qui peuvent s'adapter à de nouveaux environnements, et ce sont ces espèces qui, le plus souvent, étendent leur aire de répartition. Ainsi, si l'on s'en tient à une définition stricte, on peut dire qu'à tout moment dans l'histoire de toute espèce ayant eu un certain succès, cette espèce a été « étrangère » ou « non indigène » dans une certaine partie de son aire de répartition. L'intervention humaine n'a joué aucun rôle et, avec le temps, les écosystèmes et les communautés se sont adaptés à ces changements. Ce n'est que lorsque l'humain intervient que ce processus normal est accéléré au-delà de la capacité de l'écosystème à s'adapter efficacement. Les répercussions de telles introductions d'origine humaine sont, le plus souvent, néfastes. Les résultats sont plus révolutionnaires qu'évolutionnaires, bien qu'avec le temps, la nature rétablira assurément, encore une fois, un nouvel équilibre.

Trois facteurs permettent de déterminer le risque d'invasion et de savoir si l'espèce en question deviendra réellement une espèce envahissante, si elle s'éteindra ou si elle persistera simplement en faible nombre. Le premier facteur est la capacité de l'espèce même à devenir un envahisseur. Certains traits (robustesse, potentiel élevé de production et de reproduction, tolérance écologique élevée et, dans certains cas, capacité à entrer dans une certaine forme de dormance pendant de longues périodes) jouent un rôle à cet égard. Le deuxième facteur est la vulnérabilité du milieu récepteur. En général, un milieu perturbé est plus réceptif aux envahisseurs qu'un milieu sain et stable. La perturbation est généralement attribuable à l'activité humaine et peut être de nature physique ou chimique (p. ex. eutrophisation). Cela dit, elle se manifeste généralement par une instabilité biologique, comme une diminution de la biodiversité et une réduction de l'abondance (laquelle peut également être provoquée par la récolte excessive d'espèces indigènes). L'habitat perturbé est également caractérisé par la présence de structures rigides, comme des installations d'élevage de bivalves, des bouées de navigation, des quais, des brise-lames, etc., qui servent toutes d'habitat pour l'établissement et la propagation de nombreuses espèces envahissantes. Le troisième facteur, sans lequel les deux autres sont sans effet, est la présence d'un vecteur adéquat pour transporter l'envahisseur d'un endroit à un autre.

6.3.1 Importance des espèces envahissantes dans le golfe du Saint-Laurent

Les espèces étrangères envahissantes ont été reconnues comme un problème important dans un certain nombre de rapports récents. L'invasion par des espèces non indigènes est maintenant

reconnue comme la plus importante cause d'extinction après la destruction de l'habitat[15].

Récemment, dans le sud du golfe du Saint-Laurent, des organismes envahisseurs sont devenus d'importants parasites. Par exemple, uniquement dans la dernière décennie, l'Î.-P.-É. a reçu trois envahisseurs importants qui perturbent l'industrie aquicole : l'algue *Codium fragile*, le crabe vert (*Carcinus maenas*) et l'ascidie plissée (*Styela clava*). Des efforts de recherches récents se sont concentrés sur l'ascidie plissée, puisque cette espèce pose un énorme problème aux mytiliculteurs de l'Î.-P.-É. De nombreux groupes de recherche concertent leurs efforts afin d'essayer de composer avec cette menace continuelle. Ce problème touche tous les utilisateurs de nos eaux : les navigateurs de plaisance, les propriétaires de résidence de vacances, les pêcheurs commerciaux, les aquiculteurs, etc. Le public est de plus en plus sensibilisé aux envahisseurs marins depuis que l'aquaculture et les pêches subissent leur impact.

À côté de ces envahisseurs très visibles existe tout un groupe d'envahisseurs invisibles à l'œil nu. Ces envahisseurs microscopiques pourraient devenir éventuellement plus dévastateurs pour la santé de l'homme et celle des ressources marines. Ces envahisseurs incluent un certain nombre d'espèces de phytoplancton, toxiques et non toxiques (p. ex. *Pseudo-nitzschia fraudulenta, Neodenticula seminae*), et d'organismes pathogènes, y compris l'agent responsable de la mystérieuse maladie MSX – un sigle qui désigne « Multinucleate Sphere X » (sphère X multinucléée), un parasite (*Haplosporidium nelsoni*) dont on sait actuellement très peu de choses. Cette infection pourrait éventuellement dévaster la population d'huîtres indigènes et toute l'industrie ostréicole de la région.

Les changements climatiques, la navigation (y compris la prospection pétrolière et gazière ainsi que le trafic des bateaux de pêche), le déplacement délibéré de poissons vivants et de poissons pêchés à des fins de transformation de même que la dégradation des habitats naturels sont tous des facteurs qui ont permis d'accroître la prévalence et la réussite des invasions d'espèces marines ainsi que l'expansion de leurs aires de répartition. L'introduction d'un nouvel organisme dans un écosystème peut entraîner des changements négatifs et irréversibles. Dans le golfe du Saint-Laurent, par exemple, ces changements peuvent inclure une modification de la biodiversité, la disparition d'espèces précieuses (particulièrement celles déjà en voie de disparition ou en péril), des impacts sur l'aquaculture, sur les débarquements des activités de pêche et sur les dépenses associées à l'entretien des engins et, enfin, une réduction de l'agrément dont profitent les habitants des côtes et les touristes. Cependant, il faut également se rappeler que le golfe est la porte d'entrée du Canada et des États-Unis vers l'arrière-pays pour les navires à destination des Grands Lacs, et que de nombreuses espèces envahissantes menacent sérieusement le bassin des Grands Lacs en y causant des perturbations environnementales et économiques irréparables. La moule zébrée (*Dreisena polymorpha*) n'est qu'un exemple. Des navires ont introduit des espèces, comme l'ascidie plissée, dans le golfe du Saint-Laurent. Cette espèce coûte à l'industrie aquicole de l'Î.-P.-É. des millions de dollars chaque année en travail supplémentaire et en perte de productivité, en particulier en raison de l'encrassement des installations mytilicoles.

Le crabe vert se serait simplement introduit de lui-même dans le golfe après des années de progression lente le long de la côte des États-Unis à partir de son point d'invasion initial,

---

[15] IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien species. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species.

progression facilitée par des températures de l'eau plus chaudes que la normale qui l'ont poussé à se réfugier dans le golfe afin de fuir les conditions moins hospitalières de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. Depuis son arrivée dans le golfe en 1995, le crabe vert a profité d'hivers plus chauds et d'estuaires réchauffés par des effluents pour accroître ses effectifs.

De nombreuses espèces que nous considérons aujourd'hui comme endémiques au Golfe étaient en fait des envahisseurs étrangers à une époque où l'aire de répartition des espèces n'était pas minutieusement cartographiée. On ignore, par exemple, si la laitue de mer (*Ulva lactuca*) est une espèce endémique au Golfe. Cela dit, sa présence ne serait probablement pas problématique si la charge en éléments nutritifs des zones où elle prolifère actuellement était demeurée faible.

Les habitats d'espèces indigènes qui sont sains et non perturbés permettent normalement aux espèces indigènes de concurrencer au moins certains de ces envahisseurs, puisqu'elles sont mieux adaptées à leur milieu. Par contre, les espèces envahissantes nuisibles profitent pleinement des nouveaux milieux dégradés ou bouleversés pour s'établir. En outre, certaines espèces introduites comblent des milieux inoccupés ou laissés partiellement occupés à la suite d'une récolte excessive d'espèces endémiques, ce qui peut modifier la dynamique du réseau trophique. Il faut donc faire preuve de rigueur pour empêcher leur transport dans les eaux de ballast et par les autres vecteurs courants susmentionnés.

Aucun scientifique ne peut être certain des espèces qui, parmi les mieux connues dans le golfe d'aujourd'hui, y vivaient depuis le tout début, longtemps avant l'arrivée de l'homme. On compte 21 espèces que l'on peut qualifier avec certitude d'espèces envahissantes dans le sud du golfe, ainsi que huit autres dans sa partie nord. On ne peut expliquer cette dichotomie géographique. Force est de constater que la majorité des nouveaux envahisseurs apparaissent dans les eaux plus chaudes et peu profondes entourant l'Île-du-Prince-Édouard ou celles du détroit de Northumberland entre l'Î.-P.-É., la Nouvelle-Écosse et le Nouveau-Brunswick. Cette zone offre peut-être des conditions plus hospitalières qui permettent la survie initiale des espèces, après quoi ces dernières semblent déménager vers une autre région. On a signalé au moins quelques cas d'espèces introduites accidentellement par le déversement d'eaux de ballast dans le réseau des Grands Lacs qui ont, par la suite, envahi le fleuve en descendant vers l'estuaire du Saint-Laurent, mais cette situation est extrêmement rare.

Ces dernières années, on a établi avec certitude la présence de crabes verts aux Îles-de-la-Madeleine (Paille *et al.* 2006). Cette migration constitue une avancée importante et prévue de son aire de répartition antérieure. Récemment, quelques spécimens de crabes chinois (*Erocheir sinensis*) ont été capturés de façon fortuite dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent (Y. de Lafontaine, Centre Saint-Laurent, Montréal, QC, communication personnelle). Ce crabe est généralement considéré comme l'une des 100 espèces les plus envahissantes au monde. Par ailleurs, la très envahissante caprelle (*Caprella mutica*) est omniprésente dans toutes les exploitations mytilicoles situées dans la région de Carleton, dans la Baie des Chaleurs (B. Sainte-Marie, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC, communication personnelle). De même, une espèce locale mais non indigène est récemment apparue dans le golfe. Il s'agit d'un grand amphipode hypéridé prédateur des régions arctiques, *Themisto libellula*, qui a colonisé avec succès le nord du golfe du Saint-Laurent vers 1993 et sa partie sud vers 2000, et qui fait maintenant partie de la communauté semi-hauturière (Harvey *et al.* 2003). Enfin, de jeunes crabes bleus (*Callinectes sapidus*), âgés de moins de un an, ont été aperçus en petits nombres dans le golfe. Cette espèce indigène des eaux des États-Unis (sud du Massachusetts), ne semble pas pouvoir survivre à l'hiver. Certains scientifiques canadiens croient qu'il n'est pas exagéré de

déclarer qu'une débâcle écologique est en cours dans le sud du golfe en raison de la propagation effrénée de ces espèces exotiques.

6.3.2 Potentiel d'introduction et d'expansion de l'aire de répartition des espèces envahissantes

Par le transport maritime

La plupart des entités responsables conviennent que le plus important vecteur en cause dans les invasions marines est, de nos jours, la vidange des eaux de ballast des gros navires de haute mer. On explique ainsi pourquoi le rythme des invasions s'est accéléré de façon si spectaculaire au cours des dernières décennies. Les navires modernes sont ballastés lorsqu'ils ne sont pas suffisamment chargés, et les eaux de ballast utilisées de nos jours se composent généralement d'eau de mer prise dans le dernier port visité par le navire.

On connaît deux vecteurs d'espèces étrangères liés au transport maritime : les eaux de ballast et les salissures marines des coques. Les eaux de ballast constituent presque certainement le plus grand vecteur responsable des déplacements sur de longue distance, tandis que les salissures marines des coques (ainsi que l'encrassement des engins de pêche, des remorques pour embarcation, etc.) sont considérées comme le principal vecteur de dispersion après l'invasion initiale.

Les eaux de ballast sont associées à l'introduction involontaire d'un certain nombre d'organismes dans les eaux canadiennes, dont plusieurs ont été extrêmement dommageables à la fois pour l'écosystème et pour le bien-être économique de la communauté côtière et riveraine du Canada atlantique et des Grands Lacs. Transports Canada a établi des lignes directrices afin de limiter la probabilité d'introduction d'organismes aquatiques nocifs et d'agents pathogènes par les eaux de ballast, tout en préservant la sécurité des bateaux.

De nombreuses espèces pouvant être transportées dans les eaux de ballast peuvent également voyager sur les coques des bateaux. En outre, d'autres organismes qui sont pratiquement absents des eaux de ballast des bateaux bien gérés peuvent se fixer assez facilement à leurs coques pour des voyages relativement longs, tout en demeurant dans un état de dormance. Cette méthode, qui constituait le vecteur de prédilection pour le transport d'espèces envahissantes avant que l'on utilise l'eau pour ballaster les bateaux, est toujours le moyen le plus répandu pour la dispersion des espèces envahissantes dans le golfe après l'invasion initiale. Or, peu de mesures sont prises pour régler ce problème.

D'autres voies d'invasion primaires et secondaires, connues ou suspectées, incluent le mouvement de poissons et de mollusques/crustacés vivants à des fins d'aquaculture ou de transformation, le mouvement de poissons crus (dans de l'eau salée ou des emballages d'algues) à des fins de transformation, l'utilisation d'appâts vivants capturés ou achetés à l'extérieur du golfe et, probablement, le rejet (habituellement délibéré bien que sans mauvaises intentions) de poissons d'aquarium dont les propriétaires ne veulent plus. Il faudra procéder à une étude plus approfondie de toutes ces voies d'invasion afin d'établir le risque potentiel qu'elles posent, le cas échéant.

Par les pêches commerciales

Il n'y a pas à douter que le mouvement constant des navires de pêche, de leur port d'attache aux usines de transformation en passant par les lieux de pêche, ait été et continue d'être un vecteur

continu de dispersion des espèces envahissantes étrangères après leur introduction dans le golfe du Saint-Laurent. Les mécanismes en jeu sont les salissures marines des coques et les mouvements des engins de pêche. Les navires de pêche utilisés dans le golfe ne sont généralement pas ballastés, bien qu'il s'effectue un échange constant d'eau de cale, particulièrement dans des conditions orageuses. Même cet échange minimal suffit à faciliter la progression de petites particules et de plancton, ce qui permet une expansion importante de l'aire de répartition de diverses espèces d'organismes envahissants sur une longue période.

Les pêches au homard et au crabe constituent des activités fort différentes en ce qui concerne leur statut de vecteur potentiel pour la dispersion d'espèces envahissantes. Les pêches au homard sont pratiquées à l'échelon local dans le golfe, à courte distance du port d'attache. La pêche au crabe est quant à elle pratiquée dans des eaux plus profondes et parfois à de grandes distances du port d'attache. De plus, les pêcheurs de crabe s'informent habituellement du meilleur prix disponible avant de débarquer leurs prises et, en raison de la grande taille et de la vitesse de leurs navires, ils sont tout à fait capables de transporter ces prises à n'importe quel port du golfe pour obtenir ce prix. En conséquence, le risque qu'une espèce envahissante soit transportée sur une plus grande distance dans le golfe est considérablement plus élevé du côté de la pêche au crabe que du côté de la pêche au homard. Par contre, le type d'organismes envahissants les plus dévastateurs actuellement présents dans le golfe sont les organismes qui causent des salissures marines, comme l'ascidie plissée qui fréquentent les eaux peu profondes et sont, par conséquent, plus susceptibles de se fixer aux casiers à homards qu'aux casiers à crabes.

Par les activités terrestres

Deux vecteurs terrestres possibles pour les espèces marines envahissantes n'ont pas été étudiés suffisamment à fond. Le premier est le risque posé par le mouvement accru des poissons vivants destinés au commerce de poissons d'aquarium. Bien que la majorité de ces espèces soient tropicales et peu susceptibles de survivre aux dures conditions environnementales du golfe, on sait que ce vecteur a contribué à des invasions ailleurs dans le monde, et ce n'est peut-être qu'une question de temps avant que la même situation se produise dans le golfe du Saint-Laurent. Il y a aussi le cas du poisson importé d'autres régions du Canada, des États-Unis et, de plus en plus, de mers lointaines qui doit subir une transformation primaire et secondaire dans des usines de fruits de mer situées dans le golfe. La possibilité qu'une espèce envahissante joue les passagers clandestins dans l'eau ou les matériaux d'emballage qui accompagnent ces poissons importés constitue un risque réel dont on ignore l'ampleur. Une importante source potentielle d'espèces envahissantes est le transfert de homards en provenance des États-Unis et à destination de toutes les régions du golfe du Saint-Laurent, lequel transfert est exempté de l'application des règlements afférents à la politique sur l'introduction et le transfert du gouvernement du Canada (préoccupations concernant les espèces envahissantes présentes sur le homard, dans le matériel d'expédition et dans les contenants).

Par l'aquaculture

Le Canada applique des mesures de contrôle rigoureuses aux introductions et aux transferts afin, principalement, d'empêcher la propagation de maladies chez les espèces d'élevage. Ces mécanismes limitent effectivement le mouvement des agents pathogènes et peuvent également restreindre les mouvements de tout passager clandestin. On s'efforce particulièrement d'éviter des transferts accidentels d'espèces, mais des améliorations s'imposent toujours.

Pour l'instant, un certain nombre d'espèces envahissantes ont été introduites dans la région par l'intermédiaire de l'aquaculture ou d'autres vecteurs, et ces espèces ont eu un impact important sur la conchyliculture. Un vieil exemple est la propagation de la maladie de Malpèque provoquée par l'introduction, vers 1910, d'huîtres en provenance des États-Unis à des fins scientifiques (Medcof 1968). Parmi les cas plus récents, mentionnons le crabe vert, l'algue Codium fragile et l'ascidie plissée à l'Î.-P.-É. et le protozoaire « sphère X multinucléée », mieux connu comme la maladie MSX, dans les lacs Bras d'Or du Cap-Breton. Également, il faut éviter les transferts d'espèces qui pourraient s'échapper et endommager l'écosystème.

6.4 CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Dans un temps géologique récent (il y a environ 10 000 ou 20 000 ans), le golfe du Saint-Laurent aurait été méconnaissable pour l'un de nos contemporains. La région était entièrement ou partiellement recouverte de glaciers permanents. Le processus géologique et la dynamique planétaire, associés à une tendance globale au réchauffement climatique et à ses conséquences (retrait des glaciers et fonte des glaces), ont participé à la formation de l'écosystème que l'on connait aujourd'hui. Cette transition d'un écosystème de glaces à un écosystème tempéré (situé sur la frontière séparant les espèces boréales des espèces tempérées) est un processus naturel qui s'est déroulé sur des siècles et des millénaires. Ce processus planétaire graduel est en fait une alternance de périodes géologiques glaciaires et interglaciaires. Un fait s'impose à notre attention, à savoir que tout écosystème s'inscrit en permanence dans un cycle continu de changements sous les effets de variables naturelles. Néanmoins, on constate de plus en plus que les activités humaines ont une incidence à grande échelle sur les climats planétaires en raison de la charge accrue en dioxyde de carbone, en méthane, en oxydes nitreux et en chlorofluorocarbures ainsi que d'autres gaz à effet de serre. On considère maintenant que l'incidence des activités humaines se traduit par un effet perceptible sur les changements climatiques et donc écosystémiques.

Dans un climat en évolution, l'occurrence et le volume des précipitations, le réchauffement des températures, l'accroissement de l'évaporation, la raréfaction de l'eau et les événements extrêmes influent sur les écosystèmes naturels. Cela dit, comme c'est le cas pour tous les facteurs de perturbation, on s'attend à ce que les réactions des écosystèmes naturels à un climat en évolution soient probablement non linéaires. Il est possible que le *statu quo* se maintienne tant et aussi longtemps qu'un seuil critique n'aura pas été atteint, après quoi des transitions rapides et spectaculaires pourront se produire. Des événements surprenants surviendront sur le plan écologique. Certaines espèces tireront profit de la situation, d'autres non. Il est difficile de procéder à des évaluations détaillées des impacts sur certaines espèces ainsi que sur le fonctionnement des écosystèmes en raison de notre méconnaissance de la complexité et de l'inter–connexité des écosystèmes (Fisher *et al.* 2000).

La productivité biologique devrait néanmoins augmenter avec le réchauffement modéré des températures. La répartition des espèces se modifiera, la majorité d'entre elles arrivant du sud pour s'installer dans le golfe du Saint-Laurent. L'introduction d'espèces envahissantes pourrait aussi être accélérée. Des espèces vivant actuellement en Nouvelle-Angleterre pourraient déménager vers le nord. Les structures et les interactions observées au niveau des communautés pourraient être modifiées. Le changement du climat devrait également entraîner une diminution de certains habitats. Les communautés de végétation palustre, leur fonctionnement et leur valeur changeront lorsque les marais et les lagunes n'arriveront pas à s'adapter à une augmentation des niveaux d'eau ; les espèces rares et en voie de disparition pourront alors devenir plus

vulnérables.

6.4.1 Effets potentiels des changements climatiques

Sur les espèces envahissantes

L'évolution des conditions au sein de l'habitat (réchauffement des eaux, réduction de la glace flottante, érosion des côtes, modification des courants) incitera les espèces qui vivent au sud à pénétrer dans le golfe du Saint-Laurent. Les espèces envahissantes qui ne pouvaient survivre à des hivers froids pourront s'établir en raison du réchauffement des températures. Les espèces qui préfèrent des eaux froides quitteront quant à elles la région, et l'on s'attend à ce que l'augmentation de l'influx d'eau plus froide et moins salée provenant du courant du Labrador incite ces espèces à demeurer le long de la Côte-Nord et de la partie ouest de Terre-Neuve. On a pu établir que l'invasion actuelle du crabe vert dans le golfe faisait suite à une progression lente vers le nord, le long de la côte nord-américaine, à partir du site initial de son introduction, il y a des dizaines d'années. La poursuite de la propagation de cette espèce dans l'ensemble du golfe est presque certaine depuis que la population a atteint d'importants effectifs en certains endroits. Ce type de mouvement, facilité par des conditions côtières généralement plus chaudes découlant des changements climatiques, augmentera assurément en nombre et s'accélérera à l'avenir. Nos espèces endémiques sont d'éventuelles espèces envahissantes étrangères pour les écosystèmes éloignés des nôtres, et c'est pourquoi il faut s'efforcer d'éviter qu'elles ne se propagent par l'intermédiaire des mêmes mécanismes qui ont occasionné tant de difficultés dans le golfe du Saint-Laurent.

Sur les courants et la température de l'eau

Au fur et à mesure que l'eau des mers de la planète se réchauffe, le niveau de la mer s'élève. Ce phénomène s'explique par la fonte de la calotte glaciaire dans les régions polaires, mais aussi par l'expansion de l'eau elle-même. Dans le golfe du Saint-Laurent, les températures des eaux profondes pourront s'abaisser sous l'effet d'un courant du Labrador plus fort, mais des étés plus longs et plus chaud réchaufferont les eaux de surface. Ces facteurs entraîneront une stratification plus forte et une réduction du mélange, ce qui occasionnera une baisse de la productivité globale. On considère que l'Î.-P.-É. et les Îles-de-la-Madeleine occupent le deuxième rang au Canada pour ce qui est de la vulnérabilité aux effets de l'élévation du niveau de la mer.

La Terre se réchauffe en raison de l'utilisation croissante de combustibles fossiles. Le mazout qui réchauffe nos maisons, l'essence qui remplit nos réservoirs d'automobile, le carburant diesel employé pour la culture et le transport de produits alimentaires et une foule d'autres services fondés sur l'énergie contribuent à ce qu'on appelle le réchauffement de la planète. L'utilisation de combustibles fossiles, comme le mazout et l'essence, produit du dioxyde de carbone et d'autres gaz qui, une fois rejetés dans la haute atmosphère de la Terre, créent un effet de serre qui emprisonne la chaleur dans l'atmosphère.

Sur la salinité

D'après la plupart des modèles climatiques, le bassin hydrographique des Grands Lacs et le golfe du Saint-Laurent subiront des changements au niveau de l'apport d'eau douce (débits moyen, minimal et maximal, distribution saisonnière et durée). On s'attend à des diminutions annuelles des débits sortants malgré des précipitations accrues. Ces changements dans le débit des cours d'eau affecteront la circulation estuarienne dans toutes les zones côtières ainsi que dans

l'ensemble du golfe du Saint-Laurent. Ces changements pourraient avoir un effet profond sur la prolifération printanière du plancton provoquée par les crues printanières et sur les espèces qui en dépendent.

Sur la variabilité du débit

La plus grande partie du volume d'eau douce qui approvisionne les estuaires et aboutit dans l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent provient des bassins qui s'y déversent. Le volume d'eau qui atteint l'estuaire correspond à la différence entre les précipitations et l'évaporation. En conséquence, les changements climatiques deviendront probablement l'une des principales sources de variation du débit dans les décennies à venir.

Le dernier rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) projetait une augmentation globale moyenne des températures se situant entre 1,4 et 5,8°C pour le début du prochain siècle (GIEC 2001). Les augmentations de la température donnent habituellement lieu à des variations saisonnières importantes des précipitations. Pour chaque augmentation d'un degré Celsius à l'échelle mondiale, on peut s'attendre à une augmentation de 4 % des précipitations, et l'Amérique du Nord est très sensible à ces variations (Labat *et al.* 2004). Dans les milieux naturels, cette augmentation pourrait se traduire par des crues printanières plus précoces ou même par de fortes précipitations au milieu de l'hiver, dans les régions situées plus au sud. Bien qu'il soit difficile de calculer les changements, les modèles climatiques prévoient, à l'échelon régional, une augmentation des précipitations sur tous les bassins versants des Grands Lacs et le golfe du Saint-Laurent. Les étés seront plus secs, tandis que les hivers connaîtront une augmentation importante des précipitations (IPCC 2001).

6.5 APPORTS D'EAU DOUCE

Les apports d'eau douce dans le réseau du fleuve Saint-Laurent (estuaire et golfe) proviennent principalement des nombreux affluents de ce bassin hydrographique fluvial ($1,5 \times 10^6$ km^2). Le débit moyen annuel à Sorel représente 9 868 m^3 s^{-1} d'eau douce, qui entre dans le système estuarien à destination de l'Atlantique. Le débit des principaux affluents de ce bassin hydrographique est régularisé au moyen de différents ouvrages conçus pour la production d'hydroélectricité, la régie des crues, l'irrigation ainsi que pour les besoins des plaisanciers ou des industries. Les cours d'eau dont le débit n'est pas encore régularisé sont situés pour la plupart en périphérie du golfe. L'accroissement du débit sortant des grands cours d'eau arctiques (ACIA 2005) et la fonte de la calotte glaciaire du Groenland (Johannessen *et al.* 2005, Zwally *et al.* 2005, Rignot et Kanagaratnam 2006) représentent d'autres sources d'eau douce qui alimentent le courant du Labrador et entrent dans la partie nord du golfe du Saint-Laurent, principalement par le détroit de Belle Isle. Les tendances à long terme pendant la dernière décennie indiquent que les températures près de la surface se rafraîchissent dans l'ensemble du golfe (Drinkwater et Gilbert 2004).

Dans le contexte de la productivité marine, l'eau de ruissellement n'est souvent considérée que comme de l'eau douce qui pénètre dans la mer, un phénomène qui met en jeu toute une gamme de mécanismes de mélange physique et des courants connexes. Cela dit, l'eau douce constitue également un véhicule pour une vaste gamme de composés chimiques d'origine naturelle ou anthropique. Ainsi, les propriétés lithologiques du bassin hydrographique, la production biologique, l'utilisation des terres (agriculture, crues, activités de plaisance, etc.) et les lixiviats d'origine humaine et industrielle, déterminent tous la qualité de l'eau douce qui entre dans les

systèmes estuariens et côtiers. Par ailleurs, le volume des précipitations et les décisions prises concernant la gestion des réservoirs servent à établir le moment où l'eau douce est relâchée ainsi que le volume qui est effectivement libéré vers le golfe du Saint-Laurent.

Lorsqu'on observe le fonctionnement du golfe du Saint-Laurent, on est immédiatement frappé par la taille du fleuve et le volume d'eau qui y transite. L'estuaire et le golfe sont également considérés comme un système unique et continu. Cependant, les mécanismes responsables de la productivité dans l'estuaire semblent différer considérablement de ceux observés dans le golfe, à commencer par le moment des proliférations printanières. La multitude de cours d'eau, comme les rivières Saguenay, Manicouagan et Miramichi, pour ne nommer que les plus grandes, qui se jettent dans le golfe du Saint-Laurent, complexifie énormément la dynamique du golfe. Cela dit, il ne serait pas étonnant que certains des processus qui se produisent dans les estuaires de ces cours d'eau de plus faible envergure puissent avoir un impact également important sur notre compréhension du golfe dans sa globalité et ses fonctions.

6.5.1 Effets de la variabilité de l'eau douce sur les écosystèmes estuariens, côtiers et marins

Il peut être très difficile de tenter de comprendre les impacts de la variabilité de l'eau douce sur des écosystèmes comme ceux de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Ardisson et Bourget 1997). Les nombreuses variables concernées peuvent agir et interagir de différentes manières, à différentes échelles spatiales et temporelles. De plus, le volume d'eau qui entre dans le système estuarien peut varier naturellement selon l'heure, la semaine, la saison et l'année, ou selon les décisions prises en matière de gestion de l'eau. Chacun de ces scénarios peut provoquer une réaction différente au sein de l'écosystème.

Les processus physiques, biogéochimiques et biologiques de nature générale qui se déroulent dans l'estuaire du Saint-Laurent sont habituellement bien connus (El-Sabh et Silverberg 1990, Therriault *et al.* 1990). La variabilité des débits d'eau douce modifie les propriétés physico-chimiques des masses d'eau, lesquelles aident à stabiliser les masses d'eau de surface, l'écoulement et la vitesse du courant, la disponibilité des éléments nutritifs et la charge en sédiments (Figure 5). La prolifération du phytoplancton est essentiellement tributaire de la profondeur des couches mélangées, de la stabilité de la colonne d'eau et de l'intensité lumineuse (Levasseur *et al.* 1984, Therriault et Levasseur 1985, Savenkoff *et al.* 1997). Bien que l'afflux massif d'eau douce entraîne d'abord une forte stratification de la colonne d'eau, ce n'est que lorsque le débit ralentit et que la vitesse du courant diminue que la prolifération printanière débute. Le temps passé dans l'estuaire doit être suffisamment long pour permettre l'accumulation des cellules de phytoplancton. En plus d'expliquer le rôle des crues printanières dans la prolifération printanière, il convient aussi de mettre en lumière le rôle que joue la variabilité du débit sur une base interannuelle (Zakardjian *et al.* 2000). Ces variations ont également un impact immédiat sur les courants, sur la dispersion des larves ainsi que sur la structure de la communauté.

On tient rarement compte de la turbidité dans l'étude des relations entre les apports d'eau douce et la productivité d'un milieu, bien qu'elle joue un rôle important à plusieurs niveaux. Plus une eau est trouble, plus elle contient de matière en suspension (matière sédimentaire détritique). Or, la plupart des éléments nutritifs proviennent habituellement des sédiments, du moins dans la zone côtière. La turbidité constitue également le principal facteur limitatif de la pénétration de la lumière et détermine ainsi tous les impacts connexes sur la production primaire. La turbidité altère aussi la qualité de l'habitat en modifiant la formation et la granulométrie des deltas.

Les contaminants sont généralement transportés par des sédiments liés à des minerais ou à des matières organiques. Lebeuf *et al.* (1999) ont démontré que, malgré leurs concentrations bien en deçà des lignes directrices canadiennes pour la protection de la santé humaine, les Biphényles polychlorés ou BPC et les pesticides organochlorés s'accumulent dans la morue, la plie canadienne et le flétan du Groenland qui fréquentent le nord du golfe.

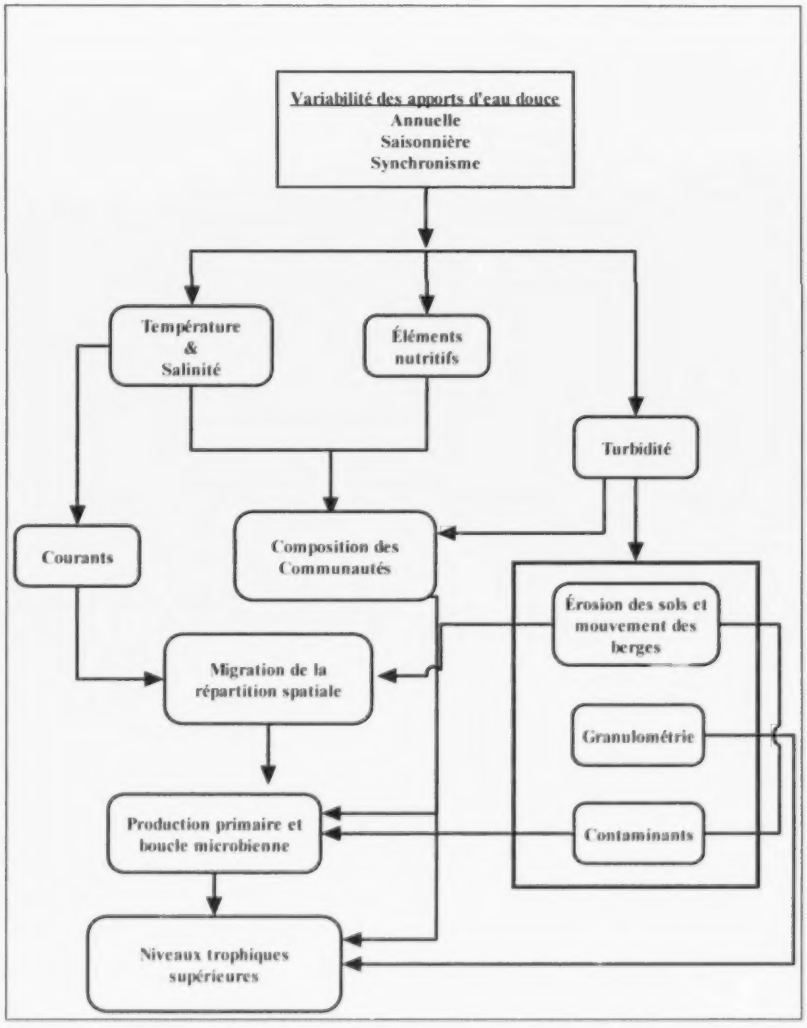

Figure 5. Trajectoire des impacts des afflux d'eau douce sur la production marine.

La pénétration de la lumière est une variable importante pour la photosynthèse et, par conséquent, pour la prolifération du plancton. Les cours d'eau entraînent une charge sédimentaire qui enrichit les eaux de surface en éléments nutritifs, mais qui modifie également la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau. Puisque la plupart des prédateurs ont besoin de leur vue pour s'alimenter, l'absence de lumière et le manque de visibilité a un effet important sur l'alimentation (Drolet *et al.* 1991, Gilbert *et al.* 1992), même lorsque la nourriture est abondante. En revanche, les zones de turbidité élevée peuvent également fournir une

protection contre la prédation, ce qui compense la baisse d'énergie et soutient la croissance (Sirois et Dodson 2000).

6.5.2 Impacts sur la biodiversité

Sous certaines pressions, les structures biophysiques et biochimiques du milieu peuvent stimuler la production d'organismes qui seraient autrement demeurés peu abondants. Weise *et al.* (2002) ont démontré que la variabilité du débit d'un seul cours d'eau pouvait provoquer la prolifération d'algues toxiques. La stabilisation de la colonne d'eau, combinée à des conditions légèrement venteuses, ont permis à ces organismes de se développer et de se propager sur de vastes distances dans le golfe.

La dispersion des larves est souvent essentielle au recrutement et au maintien des populations marines. La dynamique des populations de grands copépodes calanoïdes dans l'estuaire du Saint-Laurent serait en grande partie tributaire de la circulation estuarienne (Plourde *et al.* 2001, 2003), de la synchronisation de la fin de la diapause et de l'émergence de l'espèce dans les couches de surface ; la prolifération printanière étant essentielle au développement de ces populations. La dispersion d'organismes benthiques et pélagiques dans les mers arctiques subiraient l'influence considérable des variations des débits des cours d'eau (Fetzer et Deubel 2006). Ainsi, après un changement de trajectoire des panaches fluviaux consécutifs à des variations de débit, des larves (p. ex. d'organismes benthiques) pourraient être transportées vers des substrats inadéquats à leur survie.

6.5.3 Liens avec les stocks de poissons

On suppose généralement que les liens entre les courants d'eau douce provenant de cours d'eau et le recrutement dans les pêches passent par le développement du phytoplancton et de son broutage par les niveaux supérieures. Malheureusement, il est rarement question, dans la littérature, de la surveillance des variations de la productivité marine induites par la variabilité des précipitations ou du débit de l'eau douce consécutive au réchauffement climatique. Il est peut-être possible d'expliquer cette lacune par le fait que les températures sont beaucoup plus faciles à prévoir que les précipitations, les débits sortants d'eau douce ou la direction du vent. En conséquence, les effets de la variabilité du débit sur l'ensemble de l'océanographie physique et ses effets de cascade sur le réseau trophique sont en grande partie inconnus (Drinkwater 2005).

Dans le golfe du Saint-Laurent, plusieurs études se sont concentrées sur la relation qui existe entre les débits d'eau douce et le recrutement d'espèces marines. Cependant, dans la plupart des cas, tant pour les crustacés et les poissons de fond (Sutcliffe 1973) que pour les poissons pélagiques (Runge *et al.* 1999, Ringuette *et al.* 2002), les mécanismes sous-jacents à ces relations sont habituellement méconnus et perdent généralement de leur importance à long terme. Des études à petite échelle tendent à démontrer des liens plus solides entre la production de biomasse et le débit (Ardisson et Bourget 1997).

6.5.4 Impacts de l'aménagement des cours d'eau sur la variabilité du débit

Au début des années 1990, le débit de 13 % des cours d'eau de la planète était régularisé d'une façon ou d'une autre (Milliman 1997). En fait, 663 grands réservoirs ($> 0{,}5\ km^3$) contiennent plus de 40 % du débit fluvial de la planète. Plus de 50 % des sédiments sont donc retenus (Vörösmarty *et al.* 2003), ce qui réduit la charge en éléments nutritifs et en silicates (Humborg *et al.* 1997) et, de ce fait, entraîne une diminution de la production primaire et une altération de

la structure phytoplanctonique de la communauté (Milliman 1997). Lorsque la charge en silicates est restreinte, des systèmes où dominent habituellement les diatomées sont remplacés par des systèmes dominés par les dinoflagellés et caractérisés par la prolifération plus fréquente de l'algue bleue.

Depuis le début du XX^{e} siècle, le volume des réservoirs hydroélectriques s'est accru de 200 km^{3} avec le lancement des opérations au barrage Daniel-Johnson (Manic-5) en 1968 (Bugden *et al.* 1982). Afin de répondre à la demande croissante des Québécois en matière d'énergie dans les années 1970, l'aménagement de plusieurs cours d'eau du bassin hydrographique du nord du golfe du Saint-Laurent a été planifié. L'impact de ces ouvrages de régularisation du débit a été analysé dans une perspective plus ou moins théorique (Hassan 1975, Drapeau 1980, Bugden *et al.* 1982, Neu 1982a, b). Il reste que, selon ces études, ces plans d'aménagement de réservoirs d'eau douce à grande échelle pourraient amener des changements fondamentaux dans des régions même éloignées jusqu'à de grandes distances des frontières marines. Malgré cela, un réservoir supplémentaire de 24 km^{3} a été ajouté depuis. Il existe sur le territoire du Québec 5 357 structures consacrées à la régularisation du débit. Même si, sur le plan de la capacité des réservoirs, la production d'hydroélectricité prédomine clairement sur toutes les autres structures réunies, les ouvrages dédiés à ce type de production ne représentent que 14 % des structures en place (Centre d'expertise hydrique du Québec ; www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/). Les autres cours d'eau qui ne sont pas aménagés se jettent tous dans la partie nord du golfe du Saint-Laurent.

Encore de nos jours, peu d'études évaluent la totalité des impacts à grande échelle du développement hydroélectrique. Elles se concentrent habituellement sur les impacts locaux et font abstraction des systèmes côtiers et marins, souvent situés à plusieurs centaines de kilomètres en aval du barrage même (Rosenberg *et al.* 2007). Cela démontre clairement la difficulté de tenir compte de toutes les échelles spatiales et temporelles que supposent ces grands projets.

L'immense bassin hydrographique des Grands Lacs, qui draine une superficie de 1,5 x 10^{6} km^{2} dans le golfe du Saint-Laurent, est la principale source d'approvisionnement en eau douce du golfe. Ce bassin hydrographique constitue le secteur le plus densément peuplé au Canada, et la combinaison des activités agricoles et industrielles intenses qui s'y déroulent ajoute un volume important d'engrais et de polluants de toutes sortes à l'eau douce (Impacts et adaptation liés aux changements climatiques 2004). Les débits de presque tous les cours d'eau qui se jettent dans le golfe du Saint-Laurent sont régularisés, à l'exception de ceux de la Basse–Côte-Nord au Québec (nord-est du golfe). Cette régularisation limite considérablement les variations interannuelles et les débits maximaux, puisque l'objectif est d'accumuler l'eau pour la production d'hydroélectricité et le maintien de la navigation sur la voie maritime du Saint-Laurent. Il importe de mentionner que la gestion des régimes d'écoulement de l'eau ne constitue pas l'unique source d'impacts, car la conception (l'ingénierie) des ouvrages produira également ses propres impacts (Berkes 1982).

La synchronisation des composants biologiques de l'écosystème, dont il a été question plus tôt, peut être compromise. Parmi les impacts directs, mentionnons l'obtention, grâce à ces barages, d'un écoulement plus constant tout au long de l'année par l'atténuation des crues printanières au profit du débit hivernal. Un tel régime provoque également une altération de la structure physico-chimique de l'eau qui s'écoule vers l'océan, ce qui entraîne une perturbation sur le plan des températures, des sédiments et des éléments nutritifs. Le développement de nouveaux marchés dans le sud donnera éventuellement une nouvelle impulsion à l'utilisation estivale de

l'eau douce (pour la climatisation), ce qui favorisera la prolifération d'algues toxiques (voir Weise *et al.* 2002).

Les perturbations à grande échelle résultant des changements climatiques auront des effets fondamentaux sur l'écologie des écosystèmes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Les changements climatiques modifieront probablement les apports d'eau douce, tant sur le plan du volume que du moment de l'année. On croit que cette modification entraînera un réchauffement plus rapide des couches de surface qui atteindront des températures jamais vues dans le réseau hydrographique du fleuve Saint-Laurent, pendant qu'un courant du Labrador froid et plus puissant refroidira les eaux profondes. En conséquence, la stratification devrait être plus longue et plus intense durant l'été, réduisant de ce fait le mélange des éléments nutritifs dans la couche euphotique. Dans certaines des zones de plus faible mélange ne pouvant fonctionner en présence d'une stratification plus intense, la productivité devrait être généralement plus faible. Il n'est toutefois question ici que d'hypothèses ; il faut donc élaborer de meilleurs modèles pour établir des projections à l'échelle du bassin hydrographique du golfe du Saint-Laurent et évaluer les impacts.

Il reste beaucoup de travail à accomplir avant de disposer d'une compréhension claire de l'écosystème, laquelle nous permettrait ensuite de prévoir l'évolution du réseau sous l'effet des changements de débit des estuaires ou des changements climatiques. Une partie du problème provient de notre incapacité à prévoir avec exactitude les variations des débits d'eau douce (Impacts et adaptation liés aux changements climatiques 2004). L'absence de données tant physiques que biologiques concernant les systèmes océaniques complexifie considérablement l'étude des liens causals entre la variabilité de l'afflux d'eau douce et la production (Royer *et al.* 2001). Cette conclusion reflète les évaluations antérieures des connaissances des réseaux de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Drapeau 1980, Neu 1982a, b, de Lafontaine *et al.* 1991).

6.6 CONTAMINATION CHIMIQUE

Parmi les contaminants présents dans l'environnement marin, mentionnons les composés inorganiques – qui ne contiennent pas de regroupement d'atomes de carbone et d'hydrogène dans leur composition chimique, comme les métaux (ex. mercure, cadmium, plomb, etc.), les composés organométalliques comme le tributyl-étain (TBT), ainsi qu'une très vaste gamme de composés organiques bioaccumulables et persistants, comme les organochlorés (ex. BPC, DDT et ses métabolites, mirex, toxaphène, dioxines et furannes, etc.), les organobromés (ex. PBDE), et d'autres composés moins persistants et bioaccumulables comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), certains pesticides (carbamates, triazines, organophosphorés), les détergents et les produits pharmaceutiques. Nombre de contaminants organiques sont hydrophobes, ce qui signifie qu'ils ont peu ou pas d'affinité pour l'eau, et qu'ils sont généralement absorbés sur des particules et dissout dans les gras des organismes favorisant ainsi leur incorporation dans la chaîne alimentaire. Les polluants organiques qui sont très persistants s'accumulent dans les sédiments et les organismes. Les métaux comme le mercure sont généralement présents dans le biote sous leur forme organique. En général, l'information sur les contaminants provient principalement d'études portant sur les sédiments ou le biote plutôt que l'eau et l'atmosphère.

Les contaminants peuvent avoir des effets négatifs sur les cellules et les tissus des individus exposés, des populations et même des communautés entières. En fait, certains contaminants qui s'introduisent dans un organisme situé à la base de la chaîne alimentaire peuvent remonter les

niveaux trophiques en devenant de plus en plus concentrés. L'action des contaminants se traduit par des effets physiques ; par exemple, les métaux agissent directement sur les membranes des cellules. Ces effets peuvent également être physiologiques, comme c'est le cas de certains composés organiques qui possèdent une structure chimique semblable à celle des hormones et peuvent perturber le fonctionnement des systèmes endocriniens, immunitaires et reproducteurs. Les effets des contaminants varient également selon l'espèce touchée et le degré de contamination (charge toxique) de l'organisme. Pour les composés persistants, la charge toxique est généralement proportionnelle au degré d'exposition et au niveau trophique de l'organisme, et varie selon le stade de développement de l'individu ou de facteurs physiologiques, comme le métabolisme ou le sexe. Certains des contaminants accumulés dans les femelles peuvent être transférés à leurs œufs, à leurs embryons ou à leur lait.

On définit les différents types de toxicité selon l'exposition. La toxicité aiguë, qui peut causer la perte de fonctions vitales et la mort, est généralement associée à une courte période d'exposition (de quelques heures à quelques jours) à des concentrations importantes d'un produit chimique (Ramade 1979). La toxicité aiguë d'une vaste gamme de composants toxiques est relativement facile à mesurer et constitue souvent la seule information disponible pour évaluer les risques associés à une situation environnementale donnée. Cette connaissance est utile, par exemple, dans le cas d'un déversement accidentel. Une exposition aiguë à des concentrations sublétales de produits perturbateurs du système endocrinien à un stade critique de développement peut conduire à des effets irréversibles (Fairchild *et al.* 1999). On peut définir la toxicité chronique comme étant la somme des effets observés après une exposition à moyen et à long termes à un contaminant. Les effets toxiques observés à plus long terme sont souvent plus insidieux : dégradation de l'état de santé général des organismes et perturbations de leurs cycles biologiques. Ce type de toxicité, qui est beaucoup plus courant dans le milieu naturel que la toxicité aiguë, est difficile à détecter et à reconnaître.

On a proposé divers seuils de tolérance pour établir le degré de contamination ou la toxicité d'une substance dans l'écosystème (c.-à-d. dans la colonne d'eau ou dans les sédiments) ainsi que dans les organismes (c.-à-d. dans les tissus de certains organes ou dans les tissus adipeux). On a également établi des seuils pour déterminer le risque pour la consommation humaine. Le concept de seuils de tolérance s'applique plus difficilement aux composés moins persistants mais qui présentent une exposition continue aux organismes sans pour autant s'accumuler dans leurs tissues.

6.6.1 Sources, transport et diffusion

Les eaux et les sédiments du Saint-Laurent contiennent de nombreux contaminants provenant de diverses sources. Ces sources varient selon le type de contaminant et peuvent être localisées ou diffuses dans le réseau ou, encore, de nature externe. Les principales sources des contaminants présents dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent peuvent provenir des affluents, en particulier le fleuve Saint-Laurent et le Saguenay. Les contaminants proviennent surtout des grandes régions urbaines et industrielles.

Les principales sources locales de contaminants sont les déchets urbains et industriels ainsi que la remise en suspension de sédiments, principalement attribuable à des activités de dragage. Ces sources davantage quantifiables et plus localisées sont soumises à l'application de règlements sur la protection de l'environnement. Cela dit, d'autres polluants répandus et non quantifiables sont introduits dans le système par voie atmosphérique (sous la forme de gaz ou d'aérosols) et par les

eaux de ruissellement provenant du bassin versant du Saint-Laurent, lequel subit les impacts de l'activité agricole et forestière.

Les contaminants organiques persistants (à l'exception par exemple du TBT) sont généralement peu solubles dans l'eau, et les concentrations dissoutes sont très faibles. Les contaminants hydrophobes sont transportés dans l'écosystème par des particules en suspension sur lesquelles ils peuvent se fixer par sorption[16]. Tout comme les particules en suspension, ces contaminants sont piégés par des sédiments, qui constituent leur principal lieu de stockage dans l'écosystème. Ces processus expliquent également pourquoi les concentrations de contaminants sont plus élevées dans la zone de turbidité maximale (ZTM) de l'estuaire moyen, dans la section en amont de l'estuaire maritime et dans le bassin intérieur du fjord du Saguenay. Cependant, la proximité des secteurs urbains et industriels influent sur la concentration de contaminants dans les sédiments du Saint-Laurent. Les particules plus lourdes sont déposées près de leur source, tandis que les particules plus légères sont transportées sur de plus longues distances et sont déposées dans des endroits où les courants sont faibles. Ce phénomène entraîne la contamination de l'ensemble de l'estuaire et du golfe. Certaines zones, comme le chenal Laurentien sont encore plus touchées. Dans les eaux peu profondes, des phénomènes physiques (marées, orages et mouvement des glaces) et chimiques (précipitation, adsorption de produits chimiques et dégradation de molécules dans les sédiments) entraînent une rediffusion continuelle des contaminants dans l'environnement.

Bien que les sédiments soient considérés comme le dernier lieu d'entreposage des contaminants, ces derniers peuvent également être absorbés par des organismes marins (benthiques et autres) et s'y accumuler. Ce processus, appelé bioaccumulation, se produit lorsqu'un organisme ne peut métaboliser toute la charge de contaminant absorbée. Le contaminant s'accumule alors dans les tissus adipeux, s'il s'agit d'un composé organique, ou dans tous les tissus, s'il s'agit d'un métal. Les composés organiques peuvent néanmoins s'accumuler dans d'autres tissus selon leur solubilité et l'espèce. Ces contaminants sont ensuite transférés à des organismes de niveaux trophiques supérieurs par la prédation et s'accumulent encore davantage dans les tissus vivants. Ce phénomène, appelé bioamplification, accroît la quantité de molécules toxiques persistantes qui remontent les niveaux trophiques et explique pourquoi, en général, on observe des concentrations plus élevées chez les prédateurs de niveaux trophiques élevés. Les bélugas du Saint-Laurent, par exemple, présentent des concentrations élevées de certains contaminants dans leurs tissus.

6.6.2 Métaux

Un certain nombre de métaux sont des composants normaux des organismes vivants. Certains d'entre eux sont essentiels à des processus biologiques comme la photosynthèse et le métabolisme. Comme ils peuvent toutefois devenir toxiques à des concentrations élevées, la recherche concernant la qualité de l'environnement aquatique porte généralement une attention particulière à leur présence.

Une grande quantité de métaux provient des déchets industriels, des effluents urbains, des activités agricoles et du dragage. Ces contaminants qui entrent dans le fleuve Saint-Laurent

[16] Résulte de l'action de molécules de gaz ou de liquide mis en contact avec un matériau solide, et qui adhèrent à sa surface. L'adsorption est la fixation de ces molécules de gaz ou de liquide à la surface, alors que l'absorption est la fixation *et* la transformation chimique de ces molécules.

arrivent directement des effluents et des eaux de ruissellement et indirectement de l'atmosphère. Les métaux présents dans les sédiments sous une forme biodisponible peuvent être bioaccumulés dans le réseau trophique. Leur biodisponibilité est essentiellement imputable à leur hydrosolubilité, laquelle est fonction de facteurs physico-chimiques comme le pH et le potentiel d'oxydoréduction (rédox), et de la quantité de matière organique en suspension. Comme l'eau salée affiche un pH plus élevé que celui de l'eau douce, les métaux présents dans le Saint-Laurent, ses affluents et les effluents qui s'y versent ont tendance à se déposer par précipitation au contact de l'eau salée. Cela expliquerait pourquoi les concentrations de métaux sont généralement plus élevées dans l'estuaire que dans le golfe.

L'afflux annuel d'un grand nombre de métaux dans le Saint-Laurent, à la hauteur de la ville de Québec, a été calculé par Cossa *et al.* (1997) d'après des données recueillies en 1995 et en 1996. Leurs résultats montrent un apport considérable de mercure et de plomb, deux métaux très toxiques. On connaît peu le devenir de ces métaux après leur transfert de l'eau douce du fleuve Saint-Laurent aux eaux saumâtres et salées de l'estuaire. On ne dispose de pratiquement aucune donnée sur les métaux présents dans les eaux de l'estuaire moyen, entre l'île d'Orléans et l'embouchure du Saguenay. Les seules données disponibles pour le mercure total (dissous et particulaire) présent dans les eaux de l'estuaire maritime sont celles de Gobeil *et al.* (1983). Ces données indiquent que les concentrations de mercure varient peu avec la profondeur.

On connaît mieux les concentrations de métaux présents dans les sédiments de l'estuaire et du golfe. Gobeil (1991) a établi le contenu métallique des sédiments de certains sites du chenal Laurentien, entre l'estuaire maritime et le détroit de Cabot. Ses travaux révèlent l'existence d'un gradient de concentration pour le plomb, le mercure, le zinc et le fer (Figure 6). La contamination plus élevée observée dans les tronçons supérieurs de l'estuaire maritime s'explique par la proximité d'un plus grand nombre de sources de métaux. Comme on l'a mentionné précédemment, les contaminants ont généralement tendance à s'accumuler près de leur source, et les concentrations diminuent à mesure qu'on s'éloigne de cette source. On a observé ce phénomène sur une plus petite échelle dans la baie des Anglais, l'une des zones sources les plus connues de métaux et d'autres contaminants de la côte nord de l'estuaire (Lee *et al.* 1999, Smith et Schafer 1999). Sauf pour le cadmium, les concentrations de métaux se situent entre le seuil d'effet mineur et le seuil d'effet probable établis par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (Belles-Isles et Savard 2000).

Gobeil *et al.* (1997) ont analysé les concentrations de mercure, de plomb et de cadmium dans divers tissus de poissons et de crustacés prélevés dans le fjord du Saguenay, l'estuaire et le nord-est du golfe du Saint-Laurent. On a observé les concentrations les plus élevées dans le fjord du Saguenay. Aux autres sites du fleuve Saint-Laurent, les concentrations observées dans le foie, les tissus musculaires et les gonades étaient faibles et en deçà des normes canadiennes pour la consommation humaine (0,5 mg kg^{-1}, poids humide). Cependant, les concentrations de métaux dans le foie de poissons, l'hépatopancréas de crustacés (Rouleau *et al.* 2001) et les gonades de poissons et de crustacés étaient plus élevées que celles trouvées dans les tissus musculaires.

En 2001, les concentrations de cadmium (Cd) contenues dans toutes les cultures de pétoncle sur la rive-nord de l'estuaire du Saint-Laurent excédaient les normes Européennes pour la protection de la santé humaine (2 µg Cd g^{-1}, poids humide, maintenant révisé à 1 µg Cd g^{-1}, poids humide). De 2002 à 2004, les concentrations moyennes de Cd dans les pétoncles sauvages (*Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*) échantillonnées sur la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent étaient également plus élevées que 1 µg Cd g^{-1}, poids humide. Les concentrations de Cd

étaient plus élevées chez *Placopecten* que chez *Chlamys* avec une proportion plus élevée de Cd accumulée dans l'hépatopancréas de *Placopecten*. La majorité du Cadmium présent sur la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent est de source naturelle (roche), et est transportée par les rivières jusqu'à l'estuaire. Les facteurs à l'origine de l'accumulation du Cd dans les pétoncles et de son transfert dans la chaîne alimentaire sont à l'étude (Guillemart 2006).

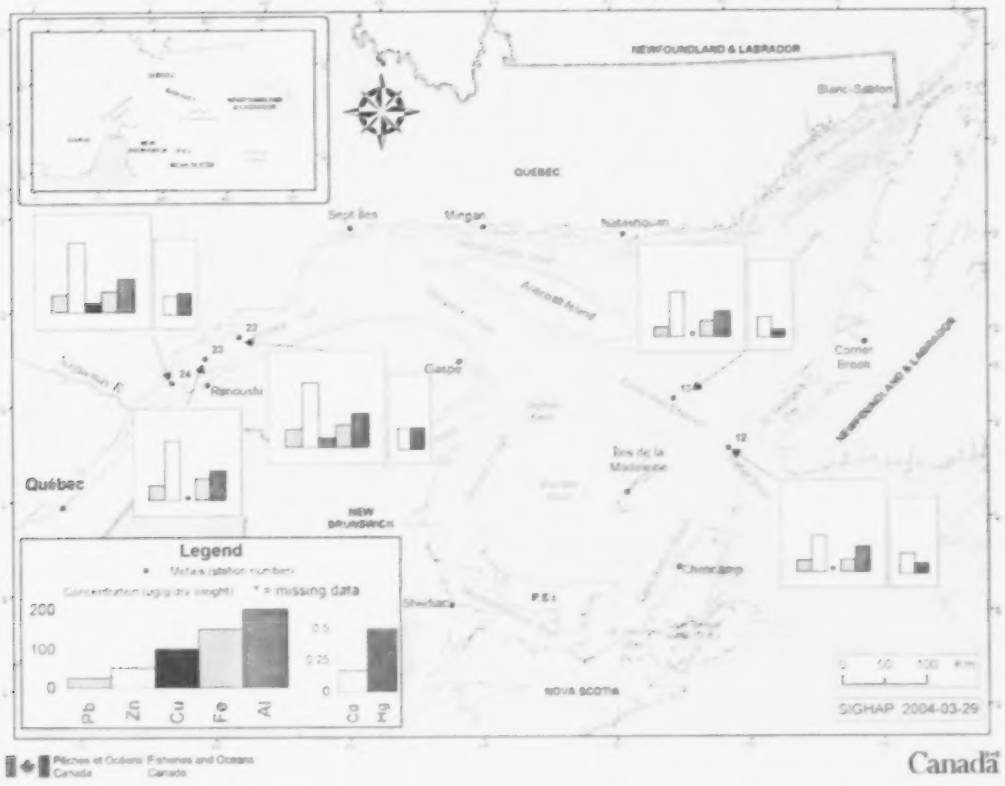

Figure 6. Concentrations de métaux (µg g^{-1}) dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime (de 0 à 4 cm) et du golfe du Saint-Laurent (de 0 à 2 cm). D'après Gobeil (1991).

Des concentrations de cadmium 10 à 20 fois plus fortes que chez le krill ont été récemment trouvées chez l'amphipode *Themisto libellula*. Des changements océanographiques récents ont fait augmenter la biomasse de cet amphipode, une espèce d'eau froide, lequel est maintenant plus abondant que le krill. Les impacts de ces changements sur l'exposition aux risques des prédateurs comme les baleines ou les poissons sont à l'étude[17].

Les travaux de Kennedy et de Benson (1993) sur les moules le long de la côte de Terre-Neuve

[17] Saint-Louis, R. and É. Pelletier. 2007. Changements climatiques et composition du macrozooplancton marin : un risque accru à l'exposition au cadmium pour les baleines ? IIe Colloque Annuel du Chapitre Saint-Laurent SETAC/SRA. Rimouski, QC, Mai 2007. Présentation orale.

révèlent une légère contamination métallique. Néanmoins, les concentrations observées n'excèdent pas les normes canadiennes pour la consommation humaine. Arnac et Lassus (1985) ont analysé le contenu métallique du foie et des tissus musculaires d'éperlans prélevés sur la côte nord de l'estuaire du Saint-Laurent. Les concentrations étaient relativement faibles dans les tissus musculaires. Dans la plupart des échantillons, les concentrations de cadmium et de plomb étaient inférieures au seuil de détection. Les concentrations en métaux mesurées dans le foie et les gonades étaient par contre plus élevées, en particulier pour le cuivre et le zinc. Ces concentrations indiquent une faible contamination par les métaux de cette espèce au début des années 1980. Il est toutefois impossible d'établir les effets potentiels de cette contamination sur la population et d'évaluer les risques de toxicité chronique.

Au début des années 1970, les concentrations de mercure dans la crevette nordique, *Pandalus borealis*, étaient 20 plus élevées que la norme Canadienne pour les contaminants chez les poissons et ses produits dérivés (0,5 $\mu g\ g^{-1}$, poids humide). Ces observations ont conduit à la fermeture de la pêche à la crevette dans le fjord du Saguenay. La principale source de mercure provenait d'un plan de chloralkali fermé en 1976. Les concentrations de mercure chez les crevettes ont diminué depuis cette date (Cossa 1990).

Toutefois, une inquiétude demeure pour le fjord du Saguenay concernant les effets possibles du mercure et de d'autres métaux chez les prédateurs comme les baleines. Le mercure est potentiellement immunotoxique[18], génotoxique[19] et neurotoxique[20]. Les effets in vitro de l'exposition de splénocytes[21] et de thymocytes[22] de béluga à différentes concentrations de chlorure de mercure ont été évalués. Les concentrations de mercure mesurées dans le foie de bélugas adultes du Saint-Laurent étaient plus élevées que celles utilisées pour modifier la prolifération des splénocytes et des thymocytes de béluga (De Guise *et al.* 1996). Un test du micronoyau fut utilisé pour évaluer le potentiel génotoxique des composés à base de mercure sur les fibroblastes[23] de la peau de béluga. Des augmentations significatives dans la fréquence des micronucleis furent trouvées à de faibles concentrations de methylmercure (MeHg, 0,05 et 0,5 mg/ml), concentrations qui semblent comparables à celles présentes dans les tissus de certains bélugas (Gauthier *et al.* 1998).

D'après Mance (1987) et Sorensen (1991) qui ont examiné divers effets de la toxicité aiguë et parfois chronique chez les organismes marins, les crustacés et les poissons sont sensibles à la présence de concentrations élevées de métaux dans l'eau. Cette sensibilité varie selon l'espèce et le stade de développement. Certains métaux, comme le plomb et le cadmium, ont des effets sur les structures membranaires et musculaires et causent des déformations osseuses et des troubles hématologiques chez les poissons.

A un site en amont du fjord du Saguenay (Baie Éternité) contaminé avec des métaux lourds (Hg, Pb, Zn, Cu), la mye (*Mya arenaria*) avait un indice de condition plus faible et la maturation de ses gonades étaient retardées en comparaison des sites témoins (Anse Sainte-Étienne et Moulin à

---

[18] Effets toxiques sur le système immunitaire issus de l'exposition à des substances chimiques.
[19] Causant des dommages à l'ADN caractéristiques des agents (radiation ou composés chimiques) connus pour causer des dommages à l'ADN, et pouvant causer des mutations ou des cancers.
[20] Ayant des effets toxiques sur le système nerveux.
[21] Monocytes (un type de globule blanc) retrouvés dans la rate.
[22] Lymphocytes (un type de globule blanc) retrouvés dans le thymus.
[23] Cellule du tissu conjonctif qui secrète du collagène et d'autres glycoprotéines.

Baudes) situés plus loin en aval (Blaise *et al.* 2002, Gauthier-Clerc 2002). D'autres études sont nécessaires afin d'identifier les sources de contamination et de démontrer les relations causes à effets.

6.6.3 BPC et autres contaminants organochlorés

À la différence des métaux, les contaminants organochlorés n'existent pas à l'état naturel dans l'environnement. Leur production et leur utilisation à l'échelle industrielle remontent aux années 1930 et 1940. Ils sont reconnus pour leur stabilité thermique, leur résistance à l'oxydation et leurs propriétés diélectriques. Dans les années 1970, la production et l'utilisation d'un certain nombre de ces composés ont été restreintes et même interdites au Canada. En dépit de ces mesures, on trouve encore ces composés résistants à la biodégradation dans l'environnement. Ces douze groupes de composés appartiennent à un groupe de polluants organiques persistants (POP) visés par l'Accord de Stockholm, ratifié par le Canada en 2001 et mis en application en 2006. Ils peuvent se bioaccumuler dans des organismes marins et sont dispersés à tous les niveaux de la chaîne alimentaire.

Les BPC (biphényles polychlorés) incluent une gamme de composés présentant la même structure de base, mais différentes combinaisons au niveau des atomes de chlore. Il existe 209 combinaisons possibles, appelées « congénères ». Parmi ces congénères, quelques uns peuvent adopter une conformation coplanaire et sont reconnus pour être particulièrement toxiques. La production de BPC est interdite au Canada alors que son utilisation est restreinte. Le DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane), un pesticide utilisé en agriculture et en foresterie, a été interdit au Canada en 1985. Les PCDD/F sont essentiellement les sous-produits de la combustion incomplète de déchets urbains et industriels contenant des composés chlorés. On les trouve dans les effluents de certaines usines de pâtes et papiers qui emploient le chlore comme agent de blanchiment. La quantité de PCDD/F rejetée par ces usines a diminué de près de 100 % depuis 1988. Le toxaphène est un mélange très complexe de composés chlorés qui a été employé aux États-Unis comme pesticide à large spectre pour remplacer le DDT. Il a été interdit dans plusieurs pays, y compris le Canada, au début des années 1980 en raison de sa toxicité. Cependant, le toxaphène est un des produits les plus abondants dans les Grand Lacs, les lacs de l'ouest Canadien, l'arctique Canadien et l'estuaire du Saint-Laurent dans l'est Canadien (Gouteux *et al.* 2003). Sa dispersion par la voie des airs semble être le principal vecteur de sa propagation au Canada.

Certains composés présents dans l'estuaire et le golfe proviennent principalement des Grands Lacs (Cossa 1990, Comba *et al.* 1993, Lebeuf et Nunes 2005). Parmi les autres sources, citons les effluents industriels, les émissions atmosphériques et les sources diffuses. Les données relatives à la contamination des sédiments et de la colonne d'eau par les organochlorés et les pesticides ne nous permettent pas de brosser un tableau d'ensemble de la contamination dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. La recherche se concentre davantage sur la contamination par les PBC, dont la présence dans les sédiments de l'ensemble de l'écosystème du Saint-Laurent a été confirmée par Couillard (1982). Gobeil et Lebeuf (1992) ont établi les concentrations totales des BPC présents dans les sédiments à trois sites de l'estuaire maritime. Les concentrations observées aux trois sites sont inférieures au seuil établi par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (Belles-Isles et Savard 2000). Gobeil et Lebeuf (1992) ont également estimé que le taux moyen d'accumulation des BPC au cours des années 1980 et 1990 se chiffrait à 450 kg par an dans l'ensemble de l'estuaire. D'après des données recueillies en 1995 et en 1996, Cossa *et al.* (1997) ont calculé l'afflux annuel de BPC

(21 congénères) à la hauteur de la ville de Québec. Ils ont déterminé que la quantité de BPC dissous dans l'eau à son entrée dans l'estuaire se chiffrait à 54,3 kg par an et que la quantité de BPC adsorbés sur des particules en suspension s'établissait à 124,6 kg par an. Les travaux de Lebeuf et Nunes (2005) viennent confirmer ces estimations en rapportant une charge accumulée en BPC dans les sédiments de l'estuaire maritime de l'ordre de 8,7 tonnes métriques. De plus, les profiles sédimentaires indiquent une nette diminution de l'introduction de BPC dans l'estuaire au cours des dernières décennies.

Les zones les plus contaminées sont généralement celles situées près des sources, comme les zones industrielles et urbaines. Il existe plusieurs sites contaminés aux BPC dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. La baie des Anglais est un cas bien documenté. Lacroix *et al.* (2001) ont trouvé des concentrations de BPC (somme de 20 congénères) atteignant 1500 ng g^{-1} dans les sédiments contaminés de la baie des Anglais, alors que dans le sable de plage les niveaux atteignaient 13,6 ng g^{-1} en poids sec. Dans les sédiments de surface de cette baie, Lee *et al.* (1999) ont mesuré des concentrations de BPC coplanaires de 81,2 ng g^{-1} de sédiment sec, lesquelles diminuaient à mesure qu'on s'éloignait de la source pour atteindre 7,8 ng g^{-1} de sédiment sec.

Lebeuf *et al.* (1999) ont analysé les concentrations de BPC (20 congénères) dans les tissus musculaires et hépatiques de trois espèces de poisson de fond dans l'estuaire et le nord-est du golfe du Saint-Laurent. D'après les résultats, qui respectent les normes canadiennes pour la consommation des produits de la mer, les poissons qui fréquentent l'estuaire affichent des concentrations beaucoup plus élevées de contaminants que celles mesurées chez les poissons qui vivent dans le nord-est du golfe. Les effets des concentrations observées sur la santé de ces organismes demeurent inconnus. Il convient de noter que les concentrations de BPC dans les tissus musculaires et hépatiques sont plus élevées que celles du DDT, de l'hexachlorobenzène et du mirex.

Pour les poissons de hautes latitudes, un cycle saisonnier bien défini des réserves énergétiques augmente la vulnérabilité aux contaminants persistants. Au fur et à mesure que le gras emmagasiné est mobilisé par l'organisme, la distribution des contaminants change et leurs concentrations dans les tissus cibles augmentent, conduisant à un risque plus élevé de toxicité. Chez des poulamons atlantiques (*Microgadus tomcod*) de grande taille et très amaigris, échantillonnés au printemps dans l'estuaire du Saint-Laurent, les concentrations de BPC du foie augmentaient en fonction de la diminution du contenu de gras. Les fortes concentrations de BPC étaient associées à la suppression de l'activité d'un enzyme métabolisant dans le foie (le cytochrome P4501A, CYP1A), ce qui suggérait un dommage des cellules hépatiques. La suppression de l'activité du CYP1A n'était pas présente chez des poulamons provenant de deux autres estuaires moins contaminés, i.e. ceux des rivières Miramichi et Restigouche, NB, échantillonnés également au printemps. Les poulamons de ces deux estuaires avaient un contenu hépatique en lipides faible et similaire, mais des concentrations de BPC plus faibles que celles retrouvées dans le Saint-Laurent. D'autres études sont nécessaires afin d'évaluer les dommages hépatocellulaires qui sont associées à des impacts sur la croissance, la survie, et/ou la reproduction de la population de poulamons de l'estuaire du Saint-Laurent (Couillard *et al.* 2004, Couillard *et al.* 2005). Les BPC sont des produits perturbant le système endocrinien et peuvent affecter les fonctions immunitaires et la reproduction.

La contamination par des produits organochlorés est perçue comme une cause potentielle de l'absence de recrutement chez l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans les années 1980.

Comme prédateur de haut niveau, les anguilles vivant dans la région du lac Ontario-fleuve Saint-Laurent ont accumulé de fortes concentrations de composés organochlorés apparentés aux dioxines incluant certains congénères coplanaires du BPC, les PCDD/F. Ces composés incluent les congénères coplanaires des BPC ainsi que certains congénères de dioxines et de furannes lesquels agissent selon des mécanismes toxiques similaires. Le potentiel toxique de la présence des composés de type 'dioxines' peut être évalué en calculant une concentration équivalente au congénère le plus toxique, le 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxine ou TEQ (Walker et Peterson 1991). Une évaluation des anguilles argentés en migration de l'estuaire du Saint-Laurent réalisée en 1990, montrait que les concentrations de produits organochlorés (poids humide) dans leur carcasse s'élevait entre 0,61–0,086 µg/g de BPC total, entre 0,23 et 0,70 µg/g de pesticides organochlorés, principalement du DDT, et entre 0,006 et 0,086 µg/g de mirex (Hodson *et al.* 1994). Les concentrations de BPC et PCDD/F dans les carcasses étaient supérieures à 110 pg/g TEQ. Les concentrations prédites dans les œufs des anguilles excéderaient de 100 % la dose létale pour les alevins de touladis (80 pg/g TEQ; Walker et Peterson 1991), et causerait un déficit majeur dans le recrutement des populations puisque les anguilles sont aussi sensibles que les touladis.

Les bélugas sont présents toute l'année dans l'estuaire du Saint-Laurent. Ces animaux ont une alimentation diversifiée, occupent un niveau trophique élevé et peuvent vivre jusqu'à 80 ans. La composition et les concentrations des contaminants détectés chez les bélugas peuvent, par conséquent, nous renseigner sur l'état de leur environnement. Tel est le cas des résultats d'une analyse comparative réalisée entre des animaux de l'Arctique canadien et leurs cousins de l'estuaire du Saint-Laurent. La population de bélugas du Saint-Laurent affiche des concentrations d'organochlorés beaucoup plus élevées que celles observées dans la population arctique (Muir *et al.* 1990). Or, la mesure du degré de contamination de leur diète pourrait expliquer cette différence. Bien qu'une étude récente rapporte une diminution des BPC et de plusieurs autres composés organochlorés règlementés dans le gras du béluga du Saint-Laurent entre 1987 et 2002 (Lebeuf *et al.* 2007), on pense que les contaminants organochlorés peuvent induire des désordres endocriniens chez les bélugas, favoriser la formation de tumeurs ou le dysfonctionnement du système immunitaire (Béland *et al.* 1993, De Guise *et al.* 1995, 1998). L'hermaphrodisme fut observé chez des bélugas échoués et pourrait indiquer un problème de dysfonctionnement du système endocrinien (DeGuise *et al.* 1994b). De plus, on a déjà observé des problèmes dans le fonctionnement du système immunitaire de rongeurs nourris avec du gras de bélugas du Saint-Laurent (Lapierre *et al.* 1999, Fournier *et al.* 2000).

On pense que les contaminants organochlorés peuvent induire des désordres endocriniens chez le béluga, favoriser la formation de tumeurs ou contribuer à des dysfonctions immunitaires (Béland *et al.* 1993, De Guise *et al.* 1995 et 1998). L'hermaphrodisme a été observé chez des bélugas échoués et peut indiquer la présence de désordres endocriniens (De Guise *et al.* 1994). Des fonctions immunitaires détériorées ont été observées chez des rongeurs nourris avec de la graisse de béluga de l'estuaire du Saint-Laurent (Lapierre *et al.* 1999, Fournier *et al.* 2000).

Brochu *et al.* (1995) ont étudié la contamination par les PCDD/F dans les sédiments et le biote de deux sites de l'estuaire maritime : un site d'essai à la baie des Milles-Vaches et un site industrialisé à la baie des Anglais. Leurs résultats ont indiqué une faible contamination des sédiments par les deux composés. Les concentrations étaient plus élevées en profondeur qu'en surface (entre un et deux centimètres), ce qui indique une diminution des apports récents de ces deux types de composés dans l'environnement. Aux deux sites, des buccins, des crevettes et des

crabes des neiges ont été prélevés, et les concentrations totales de PCDD/F ont été mesurées chez ces spécimens. Pour les deux sites et les deux groupes de composés, les concentrations mesurées chez les crabes étaient plus élevées que celles observées chez les deux autres espèces, mais les concentrations étaient généralement faibles chez les trois espèces. Des fonctions immunitaires affaiblies et une contamination du foie par les BPC ont été observées chez des plies américaines (*Hippoglossoides platessoides*) exposées durant 3 mois à des sédiments contaminés prélevés dans la Baie des Anglais (Lacroix *et al.* 2001).

6.6.4 Le site du Irving Whale

Le *Irving Whale* était une barge de transport en vrac qui a coulé, à l'automne 1970, à mi-chemin entre les Îles-de-la-Madeleine et la côte du Nouveau-Brunswick à une profondeur d'environ 70 mètres. La barge transportait une cargaison de combustible de soute C, et des BPC étaient présents dans le système de chauffage. Après de nombreuses plaintes concernant des fuites de combustible, l'épave a été renflouée en 1996. Une étude de la contamination réalisée au site par Gilbert *et al.* (1998) a permis d'estimer qu'un total de 5 700 kg de BPC avait été rejeté dans l'environnement au cours des 26 années durant lesquelles la barge a été submergée et pendant son renflouage. Gilbert *et al.* (1998) ont également établi que des secteurs de 2 353 m^2 et de 3 526 m^2 affichaient des concentrations totales de BPC de 100 $\mu g\ g^{-1}$ de sédiment sec, incluant des secteurs où les concentrations excédaient 1 000 $\mu g\ g^{-1}$ de sédiment sec. La région déclarée contaminée en 1996 et en 1997 était très étendue. Le site où les concentrations de BPC excédaient 100 $\mu g\ g^{-1}$ de sédiment sec est une zone fermée à la pêche et représente toujours un risque potentiel pour les organismes aquatiques qui y vivent. De plus, l'épave n'est plus là pour faire office de barrière aux courants marins qui entraînent les sédiments, comme nous pouvons le constater au vu de l'augmentation de la superficie de la zone dans laquelle les concentrations de BPC excèdent 100 $\mu g\ g^{-1}$. En 1996, des crabes des neiges ont été prélevés au site de l'épave et dans la zone de pêche interdite. Les concentrations totales de BPC dans les glandes digestives et les tissus musculaires des crabes excédaient la norme de 2 $\mu g\ g^{-1}$ de poids humide pour la consommation humaine. Or, ce n'était plus le cas en 1997. Bien que les résultats indiquent une diminution de la contamination à la suite des opérations de renflouage, il faut tenir compte du fait que l'environnement a pu changer entre les années, de même que les crabes des neiges puisque ce n'est pas une espèce sédentaire.

6.6.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont des contaminants chimiques qui proviennent de sources naturelles (p. ex. feux de forêt) ou de sources anthropiques comme les produits libérés par les alumineries et ceux à base de pétrole, d'huile et traités au créosote. Peu solubles dans l'eau, les HAP sont transportés sur des particules en suspension et stockés dans des sédiments. Ils persistent dans les eaux du Saint-Laurent. Plusieurs centaines de HAP sont présents dans l'environnement. Seize de ces composés sont inclus dans la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1) qui relève du champ d'application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE).

Il existe peu de données sur les composés HAP présents dans la colonne d'eau. Les seules données disponibles ont été recueillies par M. Antonio Curtosi (Université du Québec à Rimouski, données non-publiées) pendant un échantillonnage réalisé en 2002 et en 2003. Les concentrations d'HAP dans les sédiments de surface observées aux sites de l'estuaire étaient supérieures à celles mesurées dans le golfe, à Pointe-des-Monts et dans le secteur d'Anticosti. Cette tendance s'oppose aux résultats obtenus pour les particules en suspension : les

concentrations d'HAP observées aux sites de Pointe-des-Monts et d'Anticosti étaient supérieures à celles des sites de l'estuaire (Figure 7). Les concentrations demeurent en deçà des valeurs susceptibles de causer des effets toxiques. Cela dit, il convient de noter que même si la valeur des HAP totaux est inférieure au seuil d'effet mineur, cela ne signifie pas que tous les HAP sont présents à des concentrations inférieures à ce seuil. D'après les données recueillies en 1995 et en 1996, Cossa *et al.* (1997) ont calculé que l'afflux annuel des HAP totaux (16 composés) dans l'estuaire à la hauteur de la ville de Québec se chiffrait à 2,2 t d'HAP dissous et à 8,2 t d'HAP adsorbé sur des particules en suspension.

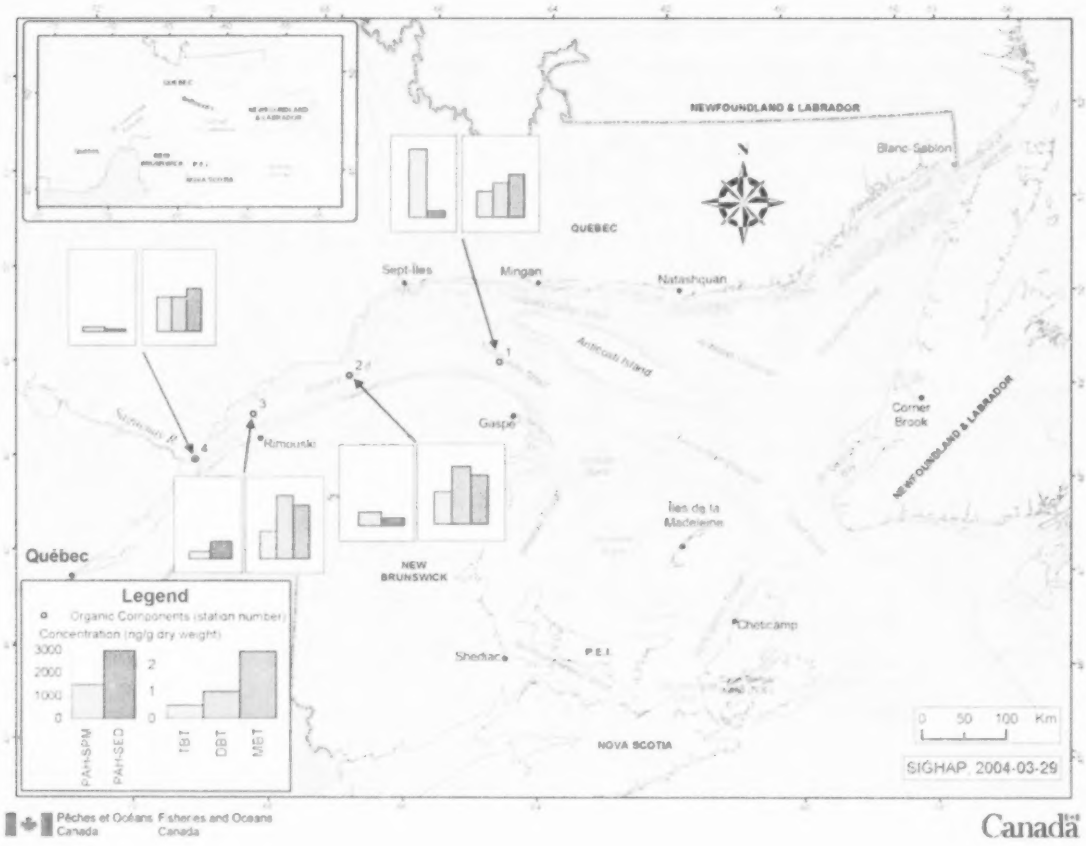

Figure 7. Concentrations d'HAP totaux sur des particules en suspension (PAHSPM) et dans des sédiments de surface (PAHSED) observés à quatre sites et concentrations (ng Sn g^{-1} de sédiment sec) de butylétains (TBT, DBT, MBT) dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent. Provient de Antonio Curtosi, UQAR, Rimouski, QC.

On ne connaît pas très bien les effets qu'ont les HAP sur les organismes marins vivant dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Pelletier *et al.* (1999) ont mesuré les concentrations d'HAP dans divers tissus de poissons de fond et de crustacés. De plus, on a constaté que les

concentrations d'HAP sont inférieures aux limites de détection dans les tissus musculaires de la morue, de la plie canadienne, de la raie épineuse et du flétan noir dans l'estuaire et le golfe. Toutefois, les foies du flétan noir de l'estuaire et du golfe sont légèrement contaminés par le benzo[*a*]anthracène (concentrations moyennes d'environ 8 $\mu g\ kg^{-1}$ de poids humide). Aussi, une légère contamination par le benzo[*a*]pyrène a été observée dans l'hépatopancréas de crabes des neiges capturés dans l'estuaire et des analyses des tissus musculaires de crevettes nordiques de l'estuaire et du golfe ont révélé la présence de fluoranthène, de pyrène, de benzo[*a*]anthracène et de phénanthrène.

La faible contamination observée dans ces organismes peut s'expliquer par l'efficacité de ces derniers à dégrader ces composés chimiques. Les poissons sont particulièrement efficaces pour métaboliser ces contaminants. À la différence des invertébrés, les vertébrés produisent un groupe d'enzymes qui leur permettent d'éliminer un certain nombre de molécules chimiques, dont les hydrocarbures. C'est également le cas des mammifères marins. La métabolisation des HAP génotoxiques par les enzymes CP1A génère des métabolites qui lient l'ADN et causent la formation d'adduits à l'ADN. Ces adduits à l'ADN peuvent causer des mutations et des cancers (French *et al.* 1996).

Les HAP ont des effets sur la survie, la croissance et la reproduction des organismes invertébrés et vertébrés. Ils sont potentiellement la cause des tumeurs au système digestif observées chez certains bélugas échoués sur les côtes du Saint-Laurent (DeGuise *et al.* 1994, Martineau *et al.* 2002) et les lésions prénéoplastiques observées dans le foie de certaines anguilles migrantes dans l'estuaire du Saint-Laurent (Couillard *et al.* 1997). L'exposition des embryons de poissons aux HAP pendant leur développement peut causer de graves anomalies prenant la forme de malformations (effets tératogènes) et de mutations (effets génotoxiques) (Couillard 2002).

En 1991, des concentrations de métabolites de HAP deux fois plus élevés dans la bile, et des concentrations d'adduits à l'ADN cinq fois plus élevés dans le foie furent trouvées chez des poulamons de l'estuaire du Saint-Laurent échantillonnés sur leurs sites de reproduction dans la rivière Batiscan (QC), comparés à des poulamons échantillonnés dans l'estuaire de la rivière Miramichi (NB) (Wirgin *et al.* 1994). Par contre, en 2001, les niveaux de métabolites de HAP des poulamons provenant de l'estuaire du Saint-Laurent étaient similaires dans la bile, et les niveaux d'adduits à l'ADN, seulement 1,5 fois plus élevés dans le foie que ceux de l'estuaire de la Miramichi. Les alumineries établies le long des rives du Saint-Laurent ont été identifiées comme les sources principales de HAP et ont considérablement réduit leur émission depuis 1988 (Couillard *et al.* 2005).

Martineau *et al.* (2002) ont proposé qu'une des sources importantes de contamination des bélugas proviendrait de leurs proies benthiques (e.g. polychètes) contaminées par les HAP. Récemment, la toxicité associée à l'ingestion de vers polychètes (*Nereis* sp.) provenant de l'habitat des bélugas fut évaluée en utilisant le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) comme prédateur. Les résultats préliminaires montrent que les *Nereis* échantillonnés dans l'habitat du béluga du Saint-Laurent contiennent un mélange complexe de produits chimiques bio-disponibles, incluant les HAP et les BPC. Ces produits peuvent augmenter l'activité de l'enzyme CYP1A chez les prédateurs qui les ingèrent et peuvent causer d'autres effets toxiques (Couillard *et al.* 2007).

6.6.6 Composés organométalliques

Les composés organométalliques forment une famille relativement peu connue que l'on peut

différencier par la présence d'un lien métal-carbone. L'étain et le mercure forment des composés organométalliques stables dans l'environnement marin. On portera ici une attention particulière au tributylétain (TBT) et à ses métabolites le dibutylétain (DBT) et le monobutylétain (MBT). Le TBT est un biocide puissant utilisé dans une très vaste gamme d'applications. On le trouve en particulier dans les peintures antisalissures destinées à réduire l'encrassement des coques de bateaux par les algues et les invertébrés. Dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, sa présence est principalement imputable à la lixiviation des revêtements des coques de bateaux. Les eaux usées d'origine urbaine constituent une source importante de DBT, qui est un agent antioxydant produit par la dégradation des plastiques. Les concentrations les plus élevées de butylétains ont été trouvées dans des ports et des lieux d'ancrage de navires de transport commerciaux (Maguire 1992).

D'après un règlement adopté au Canada en 1989, on ne peut utiliser les peintures antisalissures à base de TBT que sur les navires de plus de 25 mètres et les petits bateaux à coque d'aluminium. Cependant, la contamination des ports et de d'autres régions ayant un niveau d'activités portuaires élevé est toujours en cours dû à l'usage continu du TBT sur les gros navires et à la persistance du TBT dans les sédiments et les habitats marins. En dépit de la réglementation, la contamination écotoxicologique des écosystèmes marins est toujours présente, particulièrement dans les sédiments (Fent 2006).

Il existe peu de données publiées concernant les concentrations de TBT dans la colonne d'eau et les sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Mamelona et Pelletier (2003) ont observé des concentrations oscillant de 9,7 à 13,8 ng Sn l-1 à Les Méchins, sur la côte sud de l'estuaire maritime, où l'on trouve un grand chantier naval et une cale sèche. On a également observé des concentrations de 5 ng Sn l-1 dans la région de Rimouski, près des marinas. Ces résultats semblent faibles, étant donné la proximité des sources potentielles de TBT.

Une étude récente réalisée par Marie-Hélène Michaud (Michaud et Pelletier 2006) a permis d'obtenir les premières données sur le TBT dans les sédiments de l'estuaire et du golfe en 2003. Les données révèlent que la contamination des sédiments dans le chenal Laurentien est de 10 à 20 fois inférieure à celle observée à d'autres sites situés plus près des côtes dans l'estuaire et le golfe.

Saint-Louis *et al.* (1997) ont observé une contamination généralisée des sédiments côtiers de l'estuaire maritime, les concentrations totales variant de <1 à 410 ng Sn g^{-1} (poids sec) à Les Méchins, à Baie-Comeau, à Rimouski-Est, au Parc national du Bic et à Gros-Cacouna. Les sédiments et les moules à Les Méchins étaient les plus fortement contaminés, affichant des concentrations moyennes de TBT de 40±12 ng Sn g^{-1} dans les sédiments et de 106±37 ng Sn g-1 (poids sec) dans les moules.

Pelletier et Normandeau (1997) ont observé des concentrations de butylétains dans les tissus de moules inférieures à 50 ng Sn g^{-1} (poids sec) à des sites situés entre Le Bic et Gaspé. Tout le long de la côte sud de l'estuaire, les moules sont exposées à de faibles concentrations de butylétains, dont le principal composé est le DBT. Viglino *et al.* (2003) ont trouvé des concentrations de TBT entre 890 et 993 ng Sn g^{-1} (poids sec) chez des bivalves comparées à des concentrations entre 86 et 239 ng g^{-1} chez des organismes fouisseurs dans le fjord du Saguenay. Au même site, les sébastes (*Sebastes fasciatus*) se nourrissant préférablement de crevettes et de petits crustacés riches en TBT avaient un niveau de contamination approximativement trois fois plus élevé que la licode (*Licodes vahlii*) se nourrissant sur les espèces fouisseuses.

On a détecté la présence de TBT dans le foie de bélugas du Saint-Laurent (Saint-Louis *et al.* 2000). Les concentrations totales de TBT variaient de 54 ng Sn g^{-1} (poids sec), chez une femelle âgée de cinq ans, à 2 085 ng Sn g^{-1} (poids sec), chez une femelle de 21 ans. Les auteurs ont également démontré que la contamination au TBT des bélugas est demeurée stable entre 1988 et 1998.

Les biocides efficaces que représentent le TBT et ses dérivés sont également toxiques pour les organismes marins et peuvent endommager certains organes et systèmes hormonaux. Quelques centaines de nanogrammes de TBT par litre d'eau suffisent pour causer des effets toxiques aigus chez des espèces d'invertébrés et de plancton, et quelques milligrammes par litre d'eau suffisent pour causer une réaction toxique aiguë chez les poissons. On a observé des effets toxiques chroniques prenant la forme de dommages tissulaires à des concentrations inférieures à 1 ng Sn l1 (Fent 1996). On a également observé des effets neurotoxiques, embryotoxiques, hépatotoxiques et immunotoxiques chez les poissons (Fent 1996 et 2006). Les effets androgéniques du TBT ont récemment été étudiés chez les poissons. L'exposition durant les premiers stades de vie du poisson zèbre (*Danio rerio*) à des niveaux environnementaux de TBT (1 ng Sn l1) ont causé une masculinisation (sex-ratio biaisé en faveur des mâles) et des damages irréversibles à leurs spermatozoïdes (McAllister et Kime 2004). Une grande variété d'organismes, particulièrement dans leurs premiers stades de vie, sont sensibles à des concentrations faibles de TBT, et sa bioaccumulation résulte en une contamination significative des habitats et organismes marins incluant les mammifères (Fent 2006). Cependant, les effets du TBT sur les bivalves sont mieux connus. On a effectivement observé chez les huîtres une diminution de la croissance, des perturbations de la reproduction et une interférence avec la capacité à sécréter du carbonate de calcium (Smith 1981). L'effet toxique le mieux connu et le plus spectaculaire est une mutation sexuelle appelée l'effet « imposex », observée chez les gastéropodes. Par exemple, on a établi une corrélation entre des concentrations de TBT dans les tissus de buccins et la masculinisation des femelles, c'est-à-dire l'apparition des caractères sexuels mâles qui empêchent la reproduction normale de l'espèce.

Les travaux de Prouse et d'Ellis (1997) ont révélé une fréquence élevée de l'effet « imposex » chez les buccins femelles dans le golfe et à Les Méchins (estuaire du Saint-Laurent). L'effet « imposex » a été observé à 13 des 34 sites examinés. Également, à Sydney (N.-É.), cet effet était présent chez tous les buccins femelles affichant des concentrations de 74 ng Sn g^{-1} (poids humide). De l'imposex fut aussi observé dans des buccins provenant de deux sites de la Baie des Ha! Ha! (Port Alfred et l'entrée de la Baie des Ha! Ha!), où 53 % et 13 % des buccins respectivement étaient affectés (Viglino *et al.* 2006).

Saint-Louis *et al.* (2000) et Saint-Jean *et al.* (1999) ont étudié les concentrations de TBT, de DBT et de MBT dans les sédiments de surface et les moules de quatre sites de la région sud-ouest du golfe. Le site de Shediac était le plus fortement contaminé. L'absence de moules à ce site pourrait même être imputable aux concentrations élevées de contaminants dans les sédiments, ce qui aurait pu causer la mort ou inhibé le développement des larves. À d'autres sites, les concentrations observées chez les moules variaient de 5 à 671 ng Sn g^{-1} (poids sec). Les moules prélevées aux sites de Shediac, de Miramichi, de Summerside, de Pictou et de Cardigan affichaient des taux de contamination allant de moyens à élevés.

L'étude de Gagné *et al.* (2003) a rapporté une concentration moyenne de 109±18 ng Sn g^{-1} (poids sec) de TBT dans les gonades de myes provenant de la Baie Sainte-Catherine, un port côtier situé à l'entrée du fjord du Saguenay dans l'estuaire du Saint-Laurent. Le rapport des sexes

était biaisé en faveur des mâles comparé à celui du site contrôle du moulin à Baude. De plus, les myes femelles provenant de Baie Sainte-Catherine avaient des indices de condition et gonadosomatique plus faibles ainsi qu'une réduction des protéines vitellines et de la capacité de production d'estradiol par leurs gonades (Gagné *et al.* 2003 et 2005). Une gametogénèse retardée et des niveaux de progestérone faibles furent observés chez des myes provenant du port de Rimouski dans l'estuaire du Saint-Laurent, qui est contaminé par les TBT, comparé aux myes d'un site de référence situé à l'Anse à l'Orignal plus en amont (Siah *et al.* 2003).

Le TBT et le DBT affectent les fonctions immunitaires chez les mollusques bivalves. Des essais biologiques en laboratoires ont montré des changements en fonction du dosage dans les dommages causés aux membranes de cellules, les activités phagocytaires, la rétention lysosomale, et le décompte d'hémocytes chez la moule bleue (*Mytilus edulis*) exposé à des doses très faibles de TBT ou de DBT généralement présentes dans l'environnement (1 ng Sn/l) (St-Jean *et al.* 1999, 2002a et b). Ces changements étaient associés à une habilité réduite d'éliminer une bactérie étrangère à l'organisme et, par conséquent, l'exposition aux butylétains peut augmenter les chances de contacter une maladie infectieuses.

6.6.7 Nouveaux contaminants

Certaines molécules utilisées aujourd'hui dans l'industrie possèdent des structures et des caractéristiques physico-chimiques très similaires à celles de composés (comme les BPC) qui sont interdits depuis de nombreuses années. L'exposition à ces molécules chimiques, dont on ne connaît toujours pratiquement pas les effets et les concentrations dans l'environnement, pose des risques inconnus pour la vie marine.

Considérons par exemple le cas des composés polybromés (PBDE) utilisés pour leurs propriétés ignifugeantes dans les vêtements, les tapis et les sofas et dont on fait une multitude d'autres utilisations domestiques et industrielles. Des travaux récents (Law *et al.* 2003, Lebeuf *et al.* 2004) ont révélé que les concentrations de PBDE dans la graisse des bélugas ont augmenté considérablement entre les années 1988 et 1999. Les PBDE causent un dysfonctionnement de la thyroïde, des altérations neurologiques et de la toxicité neurocomportementale chez les poissons (Timme-Laragy *et al.* 2006). Safe (1984) a démontré que le potentiel d'action toxique de ces molécules pourrait être similaire à celui des BPC mais que leur solubilité dans l'eau est beaucoup plus faible, ce qui peut réduire leurs effets. Les PBDE peuvent potentiellement interagir avec les BPC. Lebeuf *et al.* (2006) ont montré que l'induction des activités métaboliques chez les poulamons traités par injections intrapéritonéales de BPC126 affectait le patron de bioaccumulation des PBDE et leur potentiel de toxicité chez les poissons.

Parfois, l'attention et les efforts d'analyse ne sont concentrés que sur une molécule chimique « mère » alors que, dans les faits, cette dernière peut être métabolisée et que certains de ses métabolites sont davantage biodisponibles. Par exemple, les principaux métabolites issus de la dégradation du DDT sont le DDD (dichloro-diphenyl-dichloro-ethane) et le DDE (1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethene), qui sont aujourd'hui les produits de décomposition du DDT les plus présents chez les mammifères marins. Cependant, nous connaissons peu leurs propriétés dans l'environnement marin. Un autre exemple est celui des métabolites des HAP, qui ont été très peu analysés chez les organismes de l'estuaire et du golfe, bien que certains chercheurs estiment qu'ils sont cancérogènes chez les bélugas. Enfin, des métabolites des BPC et BPDE ont récemment été rapportés chez le beluga du Saint-Laurent à des niveaux supérieurs au béluga de l'arctique (McKinney *et al.* 2006).

Il existe également d'autres sources de contamination susceptibles de causer des effets nocifs chez des organismes marins dans le Saint-Laurent qui n'ont pas été mentionnées dans le présent rapport en raison d'un manque de données. Ces sources incluent :

1) les déchets urbains, qui contiennent d'autres types de molécules organiques (comme des molécules pharmaceutiques, des œstrogènes et des hormones) et qui peuvent perturber les cycles biologiques de tous les organismes marins. Les déchets urbains contiennent des parasites, des virus et des bactéries pathogènes dont on connaît à peine le comportement dans l'environnement marin ;

2) les déchets agricoles, qui contiennent de grandes quantités de matières organiques, de nitrates et de phosphates, ainsi que certains pesticides et herbicides dont la présence n'a pas encore été clairement établie dans l'environnement marin. En outre, ce type de contamination n'est pas très bien documenté.

En juillet et août 2002, des concentrations de pesticides furent mesurées dans l'eau de huit affluents d'eau douce situés sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent, de Saint-Roc-des-Aulnaies à Pointe-au-Père. Neuf pesticides étaient présents en faibles concentrations (< 1.7 µg/l). Les concentrations de pesticides (dicamba, mecoprop, MCPA, 2,4-D et 2,4-DB) les plus élevées furent trouvées à Trois Pistoles et Pointe-au-Père. L'atrazine fut détecté à l'Isle-Verte et à Kamouraska à des niveaux jusqu'à 0,16 µg/l. En 2003, l'eau de quatre sites d'échantillonnage (Isle-Verte, Trois Pistoles, Bic et Pointe-au-Père fut échantillonné à 10 occasions entre mai et septembre. Huit pesticides furent détectés à faibles concentrations avec des maxima généralement trouvés au début juillet. Les pesticides les plus fréquemment détectés étaient le simazine, le metolachlore et le 2,4-D mais l'atrazine ne fut détecté à aucun des sites. Seulement le carbofuran fut détecté au site de référence du Bic. Les concentrations de pesticide dans l'eau n'atteignaient pas l'actuel seuil chronique de toxicité requis pour la protection des organismes aquatiques (Lebeuf *et al.* 2004b).

Dans l'Atlantique Nord, l'exposition du saumon atlantique (*Salmo salar*) à des perturbateurs du système endocrinien dans leur environnement naturel en eau douce s'est traduite, plus tard, par des effets mesurables sur la croissance et la survie lors de leur migration en eau salée. Fairchild *et al.* (1999) ont noté une relation entre le taux de pulvérisation aérienne du Matacil® dans les forêts du Canada Atlantique et les retours subséquents du saumon entre 1975 et 1985. Le problème provenait d'un solvant utilisé dans la formule d'un pesticide (4-nonylphenol [4-NP]) qui est un composé perturbateur du système endocrinien. Une exposition en laboratoire de stades tardifs de smoltification au 4-NP durant 2 périodes de 24 heures a augmenté la proportion de saumons ayant une croissance plus faible durant les 5 premiers mois de leur séjour en eau salée (Fairchild *et al.* 2002). D'autes substances chimiques toxiques incluant l'atrazine, un herbicide largement utilisé, causent aussi un impact à retardement sur la capacité du saumon atlantique à s'adapter à l'eau de mer (Waring et Moore 2004). Fortin *et al.* (2007) ont montré qu'une exposition à court terme à des concentrations d'atrazine réalistes au point de vue environnemental, affectait le contrôle osmotique chez les larves de choquemort avec des effets potentiels sur la flottabilité, la survie et le recrutement.

6.7 EUTROPHISATION DES EAUX CÔTIÈRES

L'eutrophisation des eaux côtières résulte de l'apport excessif de déchets organiques et d'éléments nutritifs. Les déchets organiques rejetés dans l'environnement marin prennent généralement la forme de particules qui finissent par se décomposer avant d'être assimilées par

l'écosystème marin. Cependant, les charges élevées de matières organiques peuvent abaisser les concentrations d'oxygène, réduire la productivité de l'habitat et occasionner une pollution chimique en conditions anoxiques lorsque la capacité du milieu à permettre une décomposition en conditions aérobies est dépassée. Cette situation peut entraîner la migration des poissons et des autres organismes, la destruction de la vie benthique et des changements au réseau trophique. En bout de ligne, une charge élevée ou continue peut causer un appauvrissement en oxygène et une réduction de la productivité de l'habitat.

Les écosystèmes estuariens sont complexes et présentent un degré d'adaptation unique. Une combinaison de facteurs tels que des marées de faible amplitude, la stratification de la colonne d'eau, des débits relativement faibles et une structure de fjord profonds de certains estuaires de plus faible taille peuvent contribuer à restreindre le débit et à ralentir le réapprovisionnement en oxygène. Par exemple, l'occurrence prévisible d'eaux plus chaudes ainsi que la production rapide d'organismes-proies et l'échange restreint avec les eaux extracôtières font de la baie St-Georges un terrain fertile pour les reproducteurs pélagiques (Hargrave *et al.* 1985).

Il est clair que l'écologie de certains estuaires est modifiée par l'apport de matières organiques lorsque l'agriculture et l'aménagement du territoire urbain constituent une caractéristique importante du bassin hydrographique. On peut ainsi constater des changements dans la composition des éléments nutritifs, l'équilibre de ceux-ci, l'appauvrissement en oxygène et la croissance accrue des macrophytes et des tapis d'algues.

6.7.1 Déchets organiques et éléments nutritifs associés aux activités terrestres

Dans les eaux côtières du Canada atlantique, le rejet d'eaux usées municipales non traitées ou partiellement traitées dans les cours d'eau, les estuaires et les ports constitue la principale source de déchets organiques et d'éléments nutritifs connexes. Parmi les sources ponctuelles, citons les eaux usées municipales, les effluents industriels des usines de pâtes et papiers et des usines de transformation du poisson de même que des déversoirs d'orage, où les eaux de ruissellement des rues se combinent aux eaux usées. Les résidences dont les fosses septiques sont mal entretenues et celles qui n'en n'ont pas constituent une autre source de déchets organiques. Les engrais agricoles et le bétail sont des sources diffuses prédominantes qui provoquent des problèmes dans les eaux côtières et estuariennes.

Les problèmes concernant les éléments nutritifs sont étroitement liés à l'apport de matières organiques et à la contamination bactérienne, et ces facteurs sont presque toujours présents en même temps. Ces problèmes ont entraîné la fermeture de nombreux parc à crustacés et de lieux de baignade ainsi que l'altération d'habitats fauniques, comme dans la baie de Lamèque. Lorsque des pratiques de gestion optimales sont employées, la contamination peut être réduite aux taux habituellement observés en milieu naturel.

La plus importante source d'eau douce dans l'estuaire et le golfe est le fleuve Saint-Laurent, qui prend naissance dans les régions les plus peuplées du Canada. Ce fleuve transporte avec lui une quantité substantielle de matières organiques qui varie quelque peu selon les rejets, mais qui demeure relativement stable d'une année à l'autre (Pocklington 1988). Il est clair que l'écologie de certains estuaires de plus petite envergure est modifiée par l'apport de matières organiques, particulièrement lorsque l'activité industrielle, l'agriculture et l'aménagement du territoire urbain constituent des caractéristiques importantes du bassin hydrographique. Par exemple, dans le fjord du Saguenay (estuaire maritime du Saint-Laurent), l'accumulation de dépôts de fibre de bois (lignine) dans les sédiments à l'embouchure de la rivière est directement liée à l'industrie des

pâtes et papiers de la région (Louchouarn *et al.* 1997). On dénombre environ 20 usines de pâtes et papiers dans le bassin versant du golfe du Saint-Laurent. Les concentrations de lignine dans les eaux ouvertes du golfe sont cependant presque nulles (Pocklington 1988).

Une combinaison de facteurs (amplitude des micromarées, stratification de la colonne d'eau et débits relativement lents des cours d'eau) restreignent la vitesse de l'écoulement des eaux dans les estuaires. La structure de fjord de certains estuaires de Terre-Neuve ralentit la circulation de l'eau et le réapprovisionnement en oxygène. Ces sites sont particulièrement affectés par les charges en matières organiques. Les secteurs où les sources d'eaux usées municipales et de rejets industriels sont rapprochées posent un risque élevé d'impacts sur l'écosystème. Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, les éléments nutritifs de sources agricoles posent aussi un problème important, en particulier lorsque le régime d'écoulement des estuaires est perturbé par des ponts-jetées et des digues.

L'eutrophisation des eaux côtières résultant de cet apport excessif de déchets organiques et d'éléments nutritifs pose un problème particulièrement critique à l'Île-du-Prince-Édouard. Dans cette région, l'apport d'engrais agricoles a provoqué une surcharge d'éléments nutritifs dans les eaux souterraines et une eutrophisation des eaux de l'estuaire moyen. Les données démontrent que les concentrations de nitrates dans trois réseaux hydrographiques de l'Île-du-Prince-Édouard ont augmenté de plusieurs fois au cours des 30 dernières années. La qualité de l'eau dans ces réseaux n'est pas altérée par des sources ponctuelles ; les principales sources sont les engrais agricoles et les fumiers.

La croissance excessive du phytoplancton et des macroalgues, tout comme l'aspect des tapis d'algues et de la laitue de mer (*Ulva lactuca*) dans la zone intertidale, sont des indicateurs d'une surcharge en éléments nutritifs. La dégradation massive de matières végétales dans les zones de faible mélange ou dans les secteurs affichant une tendance à la stratification peut entraîner un appauvrissement en oxygène et la production de gaz toxiques, comme de l'hydrogène sulfuré et de l'ammoniac. Seuls les cas extrêmes entraîneront la mortalité de poissons, lorsque la croissance des algues aura abaissé les concentrations d'oxygène à des seuils critiques.

La présence de concentrations élevées d'éléments nutritifs dans les eaux de surface peut également contribuer considérablement à la prolifération des algues nuisibles. La prolifération d'algues toxiques, comme *Pseudo-nitzschia fraudulenta* qui entraîne l'accumulation excessive d'acide domoïque dans les bivalves, peut causer des maladies chez l'humain, comme l'intoxication par phycotoxine paralysante (IPP) et l'intoxication par phycotoxine diarrhéique (IPD) et, dans les pires cas, peut entraîner la mort. Ces incidents de contamination sont de nature cyclique et se produisent tous les ans sur toute la côte est du Canada, à divers degrés de production de toxines.

7.0 ESPÈCES PRÉOCCUPANTES

7.1 POISSONS MARINS

Au cours des 30 dernières années, les communautés de poissons marins présentes dans le golfe ont subi des changements spectaculaires quant à l'abondance relative des espèces qui les composent. L'abondance de nombreux gros poissons de fond a diminué pour atteindre de très faibles effectifs dans les années 1990 (p. ex. morue, sébaste, merluche blanche, plie canadienne et raies). En revanche, de nombreux poissons pélagiques étaient relativement abondants pendant une grande partie des années 1990 et le début des années 2000 (p. ex. hareng, capelan et

maquereau). Ainsi, dans les écosystèmes tant du sud que du nord du golfe, on a assisté à une augmentation substantielle de la proportion de poissons pélagiques par rapport aux poissons de fond dans les années 1990 et 2000. Contrairement à la plupart des poissons de fond, certains poissons plats qui fréquentent les eaux profondes ont vu leur abondance augmenter pendant les années 1990, notamment les flétans du Groenland et de l'Atlantique et la plie grise. Ces augmentations sont le reflet d'un fort recrutement au cours des années 1990. Dans le sud du golfe, pour lequel on dispose d'une longue série chronologique de données harmonisées provenant de relevés au chalut, d'autres changements spectaculaires sont visibles au sein de l'écosystème (H. P. Benoît et D. P. Swain, Gulf Fishery Center, Moncton, NB, analyses non publiées). Un certain nombre d'espèces d'eaux froides (p. ex. morue polaire, chaboisseau arctique et cotte polaire) ont vu leur abondance augmenter temporairement au milieu des années 1990 pendant une période prolongée d'eaux de fond froides dans le sud du golfe. L'événement le plus remarquable a toutefois été une augmentation de l'abondance de nombreuses petites espèces durant la fin des années 1980 et les années 1990. Ces changements dans la composition des espèces ont entraîné un important virage dans le spectre de la biomasse de la communauté de poissons du sud du golfe qui est marqué par des déclins de la biomasse des espèces de grande taille et des augmentations de la biomasse des espèces de petite taille.

On pense que le déclin enregistré dans l'abondance des gros poissons de fond est principalement imputable à la surpêche, bien que pour certaines espèces (p. ex. la morue), des déclins de la productivité semblent également jouer un rôle. La productivité de la morue était élevée à la fin des années 1970 et au début des années 1980, principalement en raison d'un recrutement exceptionnellement élevé. Dans le sud du golfe, le recrutement de la morue a diminué pendant les années 1990 pour atteindre des taux moyens, alors que les taux de croissance étaient faibles et que la mortalité naturelle chez les adultes était élevée, à environ deux fois le taux normal pour l'espèce. Étant donné sa faible productivité actuelle, aucun rétablissement du stock de morue n'est prévu dans le sud du golfe, même en l'absence de pêche. L'abondance du maquereau et du hareng était très faible du milieu à la fin des années 1970, probablement en raison de l'intense pêche dont ces espèces ont fait l'objet à la fin des années 1960 et au début des années 1970. L'augmentation de la biomasse de ces poissons pélagiques enregistrée tout au long des années 1980 signifie peut-être que ces espèces se rétablissent des effets de la surpêche à la suite de diminutions de leurs niveaux d'exploitation de la fin d'années 1970. La récente augmentation de l'abondance des petits poissons dans le sud du golfe reflète peut-être un relâchement de la prédation consécutif au déclin des effectifs des grands poissons prédateurs. Des changements environnementaux cruciaux se sont également produits au cours des 30 dernières années. Sur les plateaux, les eaux de fond étaient relativement chaudes à la fin d'années 1970 et au début des années 1980. La couche intermédiaire froide (CIF) dans le golfe a subi un refroidissement prolongé de la fin des années 1980 jusqu'au milieu des années 1990. Vers la fin des années 1990 et le début des années 2000, les températures printanières ont été exceptionnellement chaudes, le printemps de 1999 se démarquant comme le plus chaud des cinquante dernières années. Toutefois, on connaît mal les effets de ces changements environnementaux sur les communautés de poissons du golfe.

Le COSEPAC reconnaît l'existence de quatre populations de morues au Canada, d'après l'information génétique, écologique et démographique disponible (COSEPAC 2003). Deux de ces populations fréquentent le golfe du Saint-Laurent : la population du Nord laurentien, présente au nord du chenal Laurentien dans le golfe du Saint-Laurent et le long de la côte sud de Terre-Neuve, et la population des Maritimes, présente dans le sud du golfe, sur le Plateau

néo-écossais et dans le golfe du Maine. L'abondance de la morue du Nord laurentien a atteint (ou presque) son minimum historique à la suite d'un déclin de plus de 80 % sur trois générations. À la suite de ce déclin, on a recommandé que cette population soit désignée comme « menacée » par le COSEPAC. Le déclin ayant été moins prononcé dans la population des Maritimes (14 % sur trois générations), on a recommandé que la population soit désignée comme « préoccupante » par le COSEPAC. Ces populations ont été soumises à l'attention du gouverneur en conseil afin qu'elles soient inscrites officiellement sur la liste de la LEP (Loi sur les espèces en péril) en janvier 2005. Parmi les menaces qui pèsent sur la pérennité de ces deux populations, mentionnons la pêche (dirigée et prises accessoires), la prédation ainsi que les changements d'origine naturelle et attribuables à la pêche survenus dans l'écosystème. Une pêche dirigée à la morue de faible envergure a été permise dans le sud et le nord du golfe du Saint-Laurent en 2004, après un moratoire d'un an.

En 2004, trois espèces de loup de mer et deux populations de morues du golfe du Saint-Laurent faisaient l'objet d'une évaluation officielle en raison de leur situation préoccupante. Le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*) et le loup tacheté (*A. minor*) ont été inscrits en tant qu'espèces menacées à l'Annexe 1 de la LEP. Sur trois générations, l'abondance de ces deux espèces a diminué de plus de 90 % et l'étendue de leur aire de répartition a également diminué. Les menaces précises qui pèsent sur ces espèces incluraient la mortalité due aux captures fortuites dans les pêches commerciales, la perturbation de l'habitat imputable au chalutage, les rejets en mer et d'autres sources de pollution. Ces menaces pourraient être aggravées par les changements environnementaux (Équipe de rétablissement du loup de mer 2003). Le loup à tête large est une espèce bathypélagique qui s'alimente de proies pélagiques, comme les cténophores et les méduses, ainsi que de divers invertébrés benthiques (Albikovskaya 1983). Dans le golfe, on le trouve principalement à plus de 150 m de profondeur, au large des côtes sud et ouest de Terre-Neuve (Nozère et Bérubé 2003, Équipe de rétablissement du loup de mer 2003). Le loup tacheté s'alimente de krill et d'autres crustacés, d'échinodermes, de mollusques et, à l'occasion, de petits poissons (Albikovskaya 1983, Scott et Scott 1988). Dans le golfe, on le trouve principalement entre 100 et 350 m de profondeur, dans les chenaux Esquiman et d'Anticosti, et dans la partie nord du chenal Laurentien (Nozère et Bérubé 2003, Équipe de rétablissement du loup de mer 2003).

La situation du loup atlantique (*A. lupus*) a été désignée « préoccupante » par le COSEPAC en 2000 à la suite d'un déclin de son abondance dans une partie de son aire de répartition. L'espèce est inscrite à l'Annexe 1 de la LEP. Les menaces qui pèseraient sur cette espèce sont les mêmes que pour les autres loups de mer. Le régime alimentaire du loup atlantique se compose principalement d'invertébrés benthiques à coquille dure, comme les échinodermes, les mollusques et les crustacés, mais il se nourrit aussi à l'occasion d'autres poissons (Albikovskaya 1983, Templeman 1985). Dans le golfe, l'espèce est répartie le long des pentes des chenaux Laurentien, Esquiman et d'Anticosti (McRuer *et al.* 2000).

7.2 POISSONS DIADROMES

Pour l'instant, aucune espèce de poisson diadrome n'a été désignée comme « préoccupante » par le COSEPAC. Trois espèces sont en cours d'évaluation : l'esturgeon noir (*Acipenser oxyrhynchus*), le bar d'Amérique (*Morone saxatilis*) et l'alose savoureuse (*Alosa sapidissima*).

7.3 MAMMIFÈRES MARINS

Dans la présente section, seuls les mammifères marins du fjord du Saguenay et de l'estuaire du Saint-Laurent seront traités : béluga, marsouin commun, rorqual, rorqual bleu et phoque commun.

7.3.1 État de la population de bélugas (espèce menacée)

La population de bélugas du Saint-Laurent a diminué sensiblement au cours du siècle dernier. À la fin des années 1800, les estimations des effectifs de bélugas variaient de 5 000 à 10 000 individus (Béland *et al.* 1988, Reeves et Mitchell 1984). Toutefois, à la fin des années 1970, la population avait décliné pour atteindre tout juste 10 % des effectifs de 1885. Cette chute démographique a été principalement imputée à la chasse à grande échelle. Dans les années 1930, le gouvernement provincial a alloué des primes de chasse afin d'éliminer 1 826 animaux, que l'on considérait comme des prédateurs importants des espèces de poissons d'intérêt commercial (Vladykov 1944). En 1979, la population a été désignée en tant qu'espèce protégée, et la chasse a été interdite (Sergeant 1986). En 1983, la population a été classée en tant qu'espèce en voie de disparition par le COSEPAC, et cette désignation a été maintenue après la réévaluation de 1997 (Lesage et Kingsley 1998). Un relevé aérien réalisé en 2000 a permis d'estimer la population du Saint-Laurent à 952 individus, après application d'un facteur de correction de 109 % pour tenir compte des animaux en plongée pendant le relevé (Gosselin *et al.* 2001). Après la dernière réévaluation de la situation de cette population en mai 2004, l'espèce a été inscrite par le COSEPAC à une catégorie de moindre risque (« espèce menacée ») en vertu de la LEP.

Plusieurs auteurs ont tenté d'évaluer l'augmentation potentielle de la population de bélugas du Saint-Laurent (Béland *et al.* 1988, Michaud 1993, Desrosiers 1994, Kingsley et Reeves 1998). La variabilité associée aux différentes estimations fondées sur les relevés complexifie la détection de changements concrets dans l'abondance (Gosselin *et al.* 2001). Toute estimation de la population est fonction de la répartition des animaux et de la proportion de la population couverte par les relevés (Smith et Hammill 1986). D'après les derniers indices des estimations de la population réalisées entre 1988 et 2000, il semble que la population de bélugas demeure stable (Gosselin *et al.* 2001).

On a pris certaines mesures dans l'estuaire du Saint-Laurent afin de protéger les bélugas et leur habitat. Un plan de rétablissement a été établi en 1996 (St. Lawrence beluga recovery team 1995), puis révisé en 1998 (St. Lawrence beluga recovery committee 1998). Le but de ce plan était d'accroître la population de bélugas afin qu'elle atteigne des effectifs tels que les événements naturels et les activités humaines ne menaceront pas sa survie. Il faudra réviser de nouveau le plan afin de le rendre conforme aux exigences de la LEP. En outre, afin de protéger les aires de mise bas et d'alimentation des bélugas, on a interdit la pêche aux pétoncles avec des engins mobiles en amont de l'embouchure du Saguenay en 1999. Les activités de dynamitage et de dragage sont également restreintes dans certains secteurs de l'estuaire du Saint-Laurent.

7.3.2 État de la population de marsouins communs (espèce préoccupante)

La population de marsouins communs du nord-ouest de l'Atlantique est inscrite en tant qu'« espèce préoccupante » à l'Annexe 2 de la LEP. Cette espèce ne devrait pas être désignée comme étant « menacée » ou « vulnérable » en vertu des lois québécoises, ni comme une espèce prioritaire à protéger dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 (entente Canada-Québec sur le développement durable du Saint-Laurent 2005-2010).

D'après des relevés aériens réalisés en 1995 et en 1996 sur une grande partie du golfe du Saint-Laurent (excluant l'estuaire du Saint-Laurent), on a estimé que les effectifs de marsouins communs se chiffraient à 12 100 individus (erreur-type = 3 200) en 1995 et à 21 720 individus (erreur-type = 8 360) en 1996 (Kingsley et Reeves 1998). Ces chiffres représentent des estimations minimales, puisqu'ils n'ont pas été corrigés pour tenir compte des animaux en plongée exclus des relevés.

7.3.3 État de la population de rorqual commun (espèce préoccupante)

La population de rorqual commun du nord de l'Atlantique est inscrite en tant qu'« espèce préoccupante » en vertu de la LEP. Au Québec, ce rorqual est inscrit comme espèce susceptible d'être désignée comme étant « menacée » ou « vulnérable » en vertu des lois québécoises. Par contre, elle n'a pas été désignée en tant qu'espèce prioritaire à protéger dans le Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000.

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, aucune estimation précise de la population ni aucune donnée concernant la dynamique démographique n'est disponible pour ce rorqual. Selon R. Michaud (GREMM, Tadoussac, QC, communication personnelle), une centaine d'individus peuvent être observés pendant une saison. Leurs effectifs varient d'une saison à l'autre, selon l'abondance du krill. Depuis 1985, une centaine de rorquals ont été identifiés par photographie dans l'estuaire.

D'après les relevés aériens réalisés dans le golfe du Saint-Laurent, à l'exclusion de l'estuaire, on a estimé que les effectifs de rorquals communs se chiffraient à 380 individus (erreur-type = 300) en 1995 et à 340 individus (erreur-type = 240) en 1996 (Kingsley et Reeves 1998). Cependant, ces chiffres n'ont pas été corrigés pour tenir compte des animaux en plongée exclus des relevés et ne représentent donc que des estimations minimales de la population.

7.3.4 État de la population de rorquals bleus (espèce en voie de disparition)

La population de rorquals bleus du nord de l'Atlantique a été inscrite en tant qu'« espèce en voie de disparition » par le COSEPAC. Au Québec, le rorqual bleu est inscrit en tant qu'espèce susceptible d'être désignée comme étant « menacée » ou « vulnérable » en vertu des lois québécoises. Par contre, il n'est pas considéré comme une espèce prioritaire à protéger dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000. Depuis sa désignation en tant qu'espèce en voie de disparition, des experts travaillent à l'établissement d'un programme de rétablissement, lequel devrait être finalisé d'ici 2006-2007.

On connaît mal le nombre de rorquals bleus présents dans l'estuaire du Saint-Laurent. Depuis 1979, environ 396 individus ont été identifiés par photographie dans l'est du Canada, dont 90 % dans le fleuve Saint-Laurent. Les efforts d'observation à l'extérieur du fleuve Saint-Laurent sont limités, mais on croit que tous les animaux relevés font partie de la même population.

7.4 PHOQUES

En novembre 2003, aucune espèce de phoque fréquentant le fleuve Saint-Laurent n'avait reçu de désignation par le COSEPAC. Toutefois, on a évalué la population de phoques communs dans l'océan Atlantique en avril 1999, et le manque de données concernant cette population de phoques a incité le COSEPAC à lui accorder la désignation d'espèce avec « données insuffisantes » en 2005. On croit néanmoins que l'espèce est en péril dans l'estuaire du

Saint-Laurent[24].

7.4.1 Phoque commun (données insuffisantes)

Comme on l'a mentionné plus tôt, on croit que le phoque commun est en péril dans l'estuaire du Saint-Laurent. Il existe toutefois plusieurs incertitudes liées à cette espèce qui empêchent l'attribution d'une désignation précise. On a récemment publié un plan d'action afin de protéger et de valoriser l'espèce et son habitat.

La population de phoques communs de l'est du Canada a subi une diminution notable durant l'exécution d'un programme de chasse à prime soutenu par le gouvernement entre 1927 et 1976 (Boulva et McLaren 1979). Ce programme a été aboli en 1976 et, depuis, le phoque commun est protégé sur tout son aire de répartition dans l'est du Canada. Les estimations de la population obtenues dans les années 1970 à partir de questionnaires envoyés à des agents des pêches semblent indiquer qu'environ 700 phoques communs étaient présents dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay (Boulva et McLaren 1979). Cependant, ce relevé n'était pas exhaustif. Pendant les relevés aériens réalisés dans l'estuaire et le fjord du Saguenay entre 1994 et 1997 de même qu'en 2000, les effectifs du phoque oscillaient entre 389 et 659 individus. Bien que les relevés aient été réalisés pendant que le plus grand nombre possible de phoques étaient hors de l'eau, les animaux en plongée – et donc invisibles – représentent toujours une proportion inconnue de la population. Un modèle visant à corriger les estimations pour tenir compte du nombre d'animaux en plongée pendant les relevés aériens est en cours d'élaboration. Ce modèle nous permettra de calculer une tendance démographique et, ainsi, d'obtenir une meilleure vue d'ensemble de la situation du phoque commun dans l'estuaire du Saint-Laurent.

7.5 MACROPHYTES

En 1992, on a estimé que près de 374 des 1 850 espèces végétales indigènes du Québec pourraient être considérées comme étant menacées ou vulnérables[25]. Parmi ces 374 espèces, environ 65 % croissaient le long d'un couloir couvrant une bande riveraine d'un kilomètre de large des deux côtés de l'estuaire du Saint-Laurent (Lavoie 1992).

Dix espèces végétales riveraines et aquatiques du fjord du Saguenay et de l'estuaire du Saint-Laurent sont préoccupantes. Dans le fjord du Saguenay et le golfe, cette liste pourrait être sous-représentée en raison du nombre limité d'études entreprises dans la région. Les principales

---

[24] ROMM (Réseau d'observation de mammifères marins). 2004. Plan d'action sur le phoque commun (*Phoca vitulina concolor*) de l'estuaire du Saint–Laurent. Rapport produit pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada et le parc marin du Saguenay–Saint–Laurent en collaboration avec les partenaires de la table de concertation sur le phoque commun de l'estuaire du Saint–Laurent.

[25] Lavoie, G. 1992. Plantes vasculaires susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

menaces qui pèsent sur ces espèces végétales sont la disparition de l'habitat, la circulation de véhicules hors des voies balisées et la tonte de la végétation riveraine (Environnement Québec 2004, LEP 2005).

Tableau 1. Liste des principaux facteurs de perturbation résultant des activités humaines dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

ACTIVITÉ	SOUS-ACTIVITÉ	FACTEURS DE PERTURBATION																	
		Destruction de l'habitat	Prélèvement de la biomasse	Déversements accidentels	Déchets/eaux usées	Parasites/maladies	Espèces envahissantes	Éléments nutritifs/ déchets organiques	Dragage	Élimination en mer	Apports d'eau douce	Collisions	Perturbation (bruit, intrusion)	Obstruction du courant	Contaminants	Eau produite	Forçages météorologiques	Courants/masses d'eau	Niveaux des eaux côtières
Pêches	Pêche	X	X	X	X														
	Usines de transformation				X	X	X												
Aquaculture						X	X	X											
Transport maritime	Voies navigables								X	X	X								
	Transport de marchandises			X	X		X					X	X		X				
	Infrastructures côtières	X												X					
Production hydroélectrique	Barrages/déviation d'un cours d'eau							X			X				X				
Établissements humains	Infrastructures côtières	X												X					
	Municipalités				X			X							X				
Activités industrielles					X			X							X				
Agriculture								X			X				X				
Industrie pétrolière et gazière en mer	Prospection sismique												X						
	Forage exploratoire	X			X								X						
	Exploitation	X		X	X			X					X		X	X			
Multiples activités ciblées ayant un impact sur les changements climatiques											X						X	X	X
Activités récréatives	Naviguation de plaisance			X								X	X						
	Ecotourisme												X						
	Activités côtières	X											X						

8.0 REMERCIEMENTS

Le présent document constitue une synthèse de nombreux documents de travail, dont la plupart n'ont pas encore été publiés, et qui sont bien documentés. Ces documents ont été rédigés en vue de couvrir de façon plus détaillée tous les sujets traités. De nombreuses personnes ont participé directement ou indirectement au projet, et la liste ci-après présente les principaux examinateurs qui ont travaillé sur cette version du document : D. Cairns, D. Chabot, C. Couillard, S. Courtnay, M.-F. Dalcourt, J.-D. Dutil, C. Foley, A. Fréchet, P. Galbraith, D. Gascon, L. Gendron, M. Giguère, D. Gilbert, M. Hanson, M. Harvey, É. Lagacé, P. Larouche, J. Lawson, M. Lebeuf, D. Lefaibre, V. Lefouest, I. McQuinn, V. Moulton, C. Mullins, S. Plourde, J. Rice, L. Savard, C. Savenkoff, G. Sharp, M. Starr, N. Templeman, J.-C. Therriault et G.H. Tremblay.

Nous voudrions remercier également Anne-Marie Cabana (Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC) pour son travail de coordination d'une première édition des textes originaux. Nos remerciements vont également à Laure Devine (Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC) et Louise Gendron (Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC) pour leurs commentaires éditoriaux sur les versions anglaises et françaises respectivement, et, finalement, à Claude Savenkoff (Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, QC) qui, patiemment à la toute fin, a fait une dernière révision de la version française.

9.0 RÉFÉRENCES

ACIA. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Symon C. (editor). Cambridge University Press, Cambridge.

Albikovskaya, L.K. 1983. Feeding characteristics of wolffishes in the Labrador–Newfoundland region. NAFO Sci. Coun. Studies 6 : 35–38.

Ardi on, P.–L., and E. Bourget. 1991. Abundance, growth, and production estimation of blue mussel *Mytilus edulis* on moored navigation buoys in the Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 : 2408–2419.

Ardisson, P.–L., and E. Bourget. 1992. Large–scale ecological patterns : discontinuous distribution of marine benthic epifauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 83 : 15–34.

Ardisson, P.–L., and E. Bourget. 1997. A study of the relationship between freshwater runoff and benthos abundance : a scale–oriented approach. Est. Coast. Shelf Sci. 45 : 535–545.

Ardisson, P.–L., E. Bourget and P. Legendre. 1990. Multivariate approach to study assemblages at large spatio–temporal scales : the community structure of the epibenthic fauna of the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 1364–1377.

Arnac, M., et C. Lassus. 1985. Accumulation de quelques métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) chez l'éperlan (*Osmerus mordax*) prélevé sur la rive Nord de l'estuaire du Saint–Laurent. Water Res. 19 : 725–734.

Bailey, R.F.J., and R.W. Elner. 1989. Northwest atlantic snow crab fisheries : lessons in research and management. *In* Marine invertebrate fisheries : their assessment and management. *Edited by* J.F. Caddy. John Wiley and Sons, New-York. pp. 261–280.

Bailey, R.F.J., K.W. Able and W.C. Leggett. 1977. Seasonal and vertical distribution and growth of juvenile and adult capelin (*Mallotus villosus*) in the St. Lawrence Estuary and western Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 34 : 2030–2040.

Banks, R.E. 1966. The cold layer in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. 71 : 1603–1610.

Beamish, F.W.H. 1980. Biology of the North American anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37 : 1924-1943.

Béland, P., A. Vézina and D. Martineau. 1988. Potential for growth of the St. Lawrence (Québec, Canada) beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population based on modelling. ICES J. Mar. Sci. 45 : 22–32.

Béland, P., S. DeGuise, C. Girard, A. Lagace, D. Martineau, R. Michaud, D.C.G Muir, R.J. Norstrom, E. Pelletier, S. Ray and L.R. Shugart. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. J. Great Lakes Res. 19(4) : 766-775.

Belles–Isles, J.–C., et J.–P. Savard. 2000. Élaboration d'un plan de travail pour la révision des critères intérimaires de la qualité des sédiments et détermination des bruits de fond de certains métaux et HAP dans le Saint–Laurent. Volet 1. Plan de travail du processus de révision des critères de qualité. Volet 2. Évaluation de la pertinence des bruits de fond. Groupe conseil Génivar inc.

Bérard–Therriault, L., M. Poulin et L. Bossé. 1999. Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent incluant également certains protozoaires. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 128. 387 p.

Berkes, F. 1982. Preliminary impacts of the James Bay hydroelectric project, Québec, on estuarine fish, and fisheries. Arctic 35 : 524–530.

Blaise, C., F. Gagné, J. Pellerin, P.-D. Hansen and S. Trottier. 2002. Molluscan shellfish biomarker study of the Quebec, Canada, Saguenay fjord with the soft-shell clam, *Mya arenaria*. Environ. Toxicol. 17(3) : 170-86.

Blanchard, F. 2001. The effect of fishing on demersal fish community dynamics : an hypothesis. ICES J. Mar. Sci. 58 : 711–718.

Blane, J.M., and R. Jaakson. 1994. The impact of ecotourism boats on the St. Lawrence Beluga Whales. Environ. Con. 21(3) : 267–269.

Blasco, D., L. Bérard–Therriault, M. Levasseur and E. Vrieling. 1996. Temporal and spatial distributions of the ichthyotoxic dinoflagellate *Gyrodinium aureolum* Hulburt in the St. Lawrence, Canada. J. Plankton Res. 18 : 1917–1930.

Boulva, J., and I.A. McLaren. 1979. Biology of the harbor seals, *Phoca vitulina* in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 200 : 1–24.

Bourgault, D., and V.G. Koutitonsky. 1999. Real–time monitoring of the freshwater discharge at the head of the St. Lawrence Estuary. Atmosphere–Ocean 37 : 203–220.

Bourgault, D., D.E. Kelley and P.S. Galbraith. 2005. Interfacial solitary wave run–up in the St. Lawrence Estuary. J. Mar. Res. 63 : 1001–1015.

Bourget, E. 1997. Les animaux littoraux du Saint–Laurent : guide d'identification. Les presses de l'Université Laval, Québec, QC. 268 p.

Bourget, E., L. Lapointe, J.H. Himmelman and A. Cardinal. 1994. Influence of physical gradients on the structure of a northern rocky subtidal community. Ecoscience 1(4) : 285–299.

Bourget, E., P.–L. Ardisson, L. Lapointe and G. Daigle. 2003. Environmental factors as predictors of epibenthic assemblage biomass in the St. Lawrence system. Estuar. Coast. Shelf Sci. 57(4) : 641–652.

Brêthes, J.–C., G. Desrosier and F. Coulombe. 1982. Food of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) from the southwestern part of the gulf of St. Lawrence. *In* Proceedings of the international symposium on the genus *Chionoecetes*. May 3–6, 1982. *Edited by B. Melteff.* Lowell Wakefield Symposia series. pp. 319–335.

Brickman, D., and B. Petrie. 2003. Nitrate, silicate and phosphate atlas for the Gulf of St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. (*English only*). 231 : xi + 152 p.

Brochu, C., S. Moore and E. Pelletier. 1995. Polychlorinated dibenzo–p–dioxnis and dibenzofurans in sediments and biota of the Saguenay Fjord and the St. Lawrence Estuary. Mar. Pollut. Bull. 30 : 515–523.

Brunel, P., L. Bossé et G. Lamarche. 1998. Catalogue des invertébrés marins de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurant. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 126 : 405 p.

Bugden, G.L. 1991. Changes in the temperature–salinity characteristics of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence over the past few decades. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by J.-C. Therriault*. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 139–147.

Bugden, G.L., B.T. Hargrave, M.M. Sinclair, C.L. Tang, J.–C. Therriault and P.A. Yeats. 1982. Freshwater runoff effects in the marine environment : the Gulf of St. Lawrence example. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1078, 88 p.

Bundy, A. 2005. Structure and functioning of the eastern Scotian Shelf ecosystem before and after the collapse of groundfish stocks in the early 1990s. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62 : 1453–1473.

CAFSAC. 1994. Rapport sur l'etat des stocks de poissons de fond canadiens dans l'Atlantique nord–ouest. MPO, Rapp. état stocks 94/4.

Cairns, D.K., G. Chapdelaine and W.A. Montevecchi. 1991. Prey exploitation by seabirds in the Gulf of St.Lawrence. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by J.-C. Therriault*. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 277–291.

Cardinal, A. 1990. Biogeographic distribution of benthic marine algae on the coast of Québec. Naturaliste canadien 117 : 167–182.

Caron, L.M.J., and D.E. Sergeant. 1988. Yearly variation in the frequency of passage of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) at the mouth of the Saguenay River, Québec, over the past decade. Naturaliste canadien 115(2) : 111–116.

Carpenter, S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35 : 634–639.

Castonguay, M., Y. de Lafontaine and J.A. Runge. 1998. Annual and spatial variability in zooplankton biomass and species composition, and in eggs and larvae of mackerel and cod in the southern Gulf of St. Lawrence between 1982 and 1991. Can. Stat. Rep. Sci. Halieut. Aquat. 1035 : v + 86 p.

CDEENA. 2003. Web site of Comparative Dynamics of Exploited Ecosystems in the Northwest Atlantic. [Online] available from http ://www.osl.gc.ca/cdeena/en/accueil.shtml, [accessed Décembre 2003].

Chabot, R., et A. Rossignol. 2003. Algues et faune du littoral du Saint–Laurent maritime : guide d'identification. Institut des sciences de la mer de Rimouski, Rimouski, et Pêches et Océans Canada, Institut Maurice–Lamontagne, Mont–Joli, 113 p.

Chadwick, M., and A. Sinclair. 1991. Fisheries production in the Gulf of St. Lawrence. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by J.-C. Therriault*. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 125-136.

Chapdelaine, G. 1995. Fourteenth census of seabird populations in the sanctuaries of the north shore of the Gulf of St. Lawrence, 1993. Can. Field–Nat. 109(2) : 220–226.

Chapdelaine, G., and P. Brousseau. 1991. Thirteenth census of seabird populations in the sanctuaries of the Gulf of St. Lawrence, 1982–1988. Can. Field–Nat. 105 : 60–66.

Chapdelaine, G., and P. Brousseau. 1992. Distribution, abundance, and changes of seabird populations of the Gaspe Peninsula, Québec, 1979 to 1989. Can. Field–Nat. 106 : 427–434.

Chapdelaine, G., and J.–F. Rail. 1997. Relationship between cod fishery activities and the population of herring gulls on the north shore of the Gulf of St Lawrence, Québec, Canada. ICES J. Mar. Sci. 54 : 708–713.

Chaput, G., and R.G. Bradford. 2003. American shad (*Alosa sapidissima*) in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/009.

Christensen, J.P., T.T. Packard, F.Q. Dortch, H.J. Minas, J.C. Gascard, C. Richez and P.C. Garfield. 1989. Carbon oxidation in the deep Mediterranean Sea : evidence for dissolved organic carbon source. Global Biogeochem. Cycles 3 : 315–335.

Christian, J.R., A. Mathieu, D.H. Thomson, D. White and R.A. Buchanan. 2004. Effects of seismic energy on snow crab (*Chionoecetes opilio*). Environmental Studies Research Funds Report 144, 61 p.

Clark, C.W. 1994. Blue deep voice : insights from the Navy's Whale 93 program. Whalewatcher, 28 : 6–11.

Comba, M.E., R.J. Norstrom, C.R. Macdonald and K.L.E. Kaiser. 1993. A Lake Ontario–Gulf of St. Lawrence dynamic mass budget for mirex. Environ. Sci. Technol. 27 : 2198–2206.

Coote, A.R., and P.A. Yeats. 1979. Distribution of nutrients in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 36 : 122–131.

COSEPAC. 2001. Rapport du COSEPAC sur la situation de la tortue luth (*Dermochelys coriacea*) au Canada–Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 25 pp.

COSEPAC. 2003. Rapport du COSEPAC sur la situation de la morue franche (*Gadus morhua*) au Canada–Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 76 p.

Cossa, D. 1990. Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, Berlin. pp. 239–268.

Cossa D., T.–T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx and C. Surette. 1997. Bilan massif des contaminants chimiques dans le fleuve Saint–Laurent., Environnement Canada–Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint–Laurent, Montreal.

Côté, J., S. Gravel, A. Méthot, A. Patoine, M. Roch and A. Staniforth. 1997a. The operational CMC/MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model : Part I–Design considerations and formulation. Mon. Weather Rev. 126 : 1373–1395.

Côté, J., S. Gravel, A. Méthot, A. Patoine, M. Roch and A. Staniforth. 1997b. The operational CMC/MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model : Part II–Results. Monthly Weather Rev. 126 : 1397–1418.

Couillard, C.M., P.V. Hodson and M. Castonguay. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 1916–1927.

Couillard, D. 1982. Évaluation des teneurs en composés organochlorés dans le Fleuve, l'estuaire et le golfe Saint–Laurent, Canada. Environ. Pollut. 3 : 239–270.

Couillard, C.M. 2002. A microscale test to measure petroleum oil toxicity to mummichog embryos. Environ. Toxicol. 17 : 195-202.

Couillard, C.M. 2007. Effets toxiques des contaminants chez le béluga du Saint-Laurent. Compte rendu de l'atelier sur le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent – Revue du programme des carcasses. *Édité par L. Mesure*. Sec. can. consult. sci. MPO, Compte rendu. 2007/005, pp. 23-27.

Couillard, C.M., B. Légaré et É. Pelletier. 2007. Évaluation des effets toxiques de l'ingestion de proies benthiques prélevées dans l'habitat du béluga du Saint-Laurent. Affiche présentée au 11e colloque annuel du Chapitre Saint-Laurent SETAC/SRA. Rimouski, QC. Mai 2007.

Couillard, C.M., I.I. Wirgin, M. Lebeuf, and B. Legare. 2004. Reduction of cytochrome P4501A with age in Atlantic tomcod from the St. Lawrence Estuary, Canada : relationship with emaciation and possible effect of contamination. Aquat.Toxicol. 68 : 233-247.

Couillard, C.M., M. Lebeuf, M.G. Ikonomou, G.G. Poirier and W.J. Cretney. 2005. Low hepatic ethoxyresorufin-O-deethylase correlates with high organochlorine concentrations in Atlantic tomcod from the Atlantic east coast. Environ.Toxicol.Chem. 24 : 2459-2469.

Cushing, D.H. 1988. The provident sea. Cambridge University Press, Cambridge. 329 p.

d'Anglejan, B. 1990. Recent sediments and sediment transport processes in the St. Lawrence Estuary. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, Berlin. pp. 109–129.

De Guise, S., A. Lagacé and P. Béland. 1994a. Tumors in St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Vet. Pathol. 31 : 444–449.

De Guise, S., A. Lagacé and P. Béland. 1994b. True hermaphroditism in a St. Lawrence beluga whale (Delphinapterus leucas). Journal of Wildlife Diseases, 30(2), 287-290.

De Guise, S., D. Martineau, P. Béland and M. Fournier. 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Environ. health persp. 4 : 73-77.

De Guise, S., J. Bernier, D. Martineau, P. Béland and M. Fournier. 1996. Effects of in vitro exposure of beluga whale splenocytes and thymocytes to heavy metals. Environ. Toxic. Chem. 15(8) : 1357-1364.

De Guise, S., D. Martineau, P. Béland and M. Fournier. 1998. Effects of in vitro exposure of beluga whale leukocytes to selected organochlorines. J. Toxic. Env. Health, Part A 55(7) : 479-493.

de Lafontaine, Y., M.I. El–Sabh, M. Sinclair, S.N. Messieh and J.–D. Lambert. 1984a. Structure océanographique et distribution spatio–temporelle d'œufs et de larves de poissons dans l'estuaire maritime et la partie ouest du golfe Saint–Laurent. Sci. Tech. Eau 17 : 43–50.

de Lafontaine, Y., M. Sinclair, M.I. El–Sabh, C. Lassus and R. Fournier. 1984b. Temporal occurrence of ichthyoplankton in relation to hydrographic and biological variables at a fixed station in the St. Lawrence estuary. Est. Coast. Shelf Sci. 18 : 177–190.

de Lafontaine, Y., S. Demers and J. Runge. 1991. Pelagic food web interactions and productivity in the Gulf of St. Lawrence : A perspective. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by J.-C. Therriault.* Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 99–123.

Descroix, A., M. Harvey, S. Roy and P.S. Galbraith. 2005. Macrozooplankton community patterns driven by water circulation in the St. Lawrence marine system, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 302 : 103–119.

Desharnais, F., and N. Collison. 2001. Background noise levels in the area of the Gully, Laurentian Channel and Sable Bank. Rapport de client externe du CRDA 2001–028 préparé pour le ministère des Pêches et des Océans, 48 p.

Desrosiers, G., C. Savenkoff, M. Olivier, G. Stora, K. Juniper, A. Caron, L. Legendre, S. Mulsow, J. Grant, S. Roy, A. Grehan, P. Scaps, N. Silverberg, B. Klein, J.–É. Tremblay and J.–C. Theriault. 2000. Trophic structure of macrobenthos in the Gulf of St. Lawrence and on the Scotian Shelf. Deep–Sea Res. II 47(3–4) : 663–697.

Desrosiers, J. 1994. Analyse photogrammétrique de la structure et de la dynamique de la population de bélugas du Saint–Laurent. Mémoire de M.Sc., Département de biologie. Université Laval, Québec.

DFO. 2000a. State of phytoplankton and zooplankton in the estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence during 1999. DFO Science Stock Status Report C4–18. (2000).

DFO. 2000b. Northwest Atlantic harp seals. DFO Science Stock Status Report E1–01 (2000).

DFO 2001. Gaspereau Maritime Provinces Overview. DFO Science Stock Status Report D3-17.

DFO. 2002. 2001 State of the Ocean : chemical and biological oceanographic conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. DFO Science Stock Status Report G4–03 (2002).

Dionne, M., B. Sainte–Marie, E. Bourget and D. Gilbert. 2003. Distribution and habitat selection of early benthic stages of snow crab *Chionoecetes opilio*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 259 : 117–128.

Douglas, S.G., R.G. Bradford, and G. Chaput. 2003. Assessment of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Maritime Provinces in the context of species at risk. DFO Can. Sci. Advis. Sec, Res. Doc. 2003/008.

Drapeau, G. 1980. Appreciation preliminaire de l'estuaire et du Golfe du Saint–Laurent dans le contexte des aménagements de bassins des principales rivières de la Côte Nord, Direction de l'environnement Hydro–Québec, INRS–Océanologie, Rimouski, 46 p.

Drinkwater, K.F. 2005. The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change. ICES J. Mar. Sci. 62 : 1327–1337.

Drinkwater, K.F., and D. Gilbert. 2004. Hydrographic variability in the waters of the Gulf of St. Lawrence, the Scotian Shelf and the eastern Gulf of Maine (NAFO Subarea 4) during 1991–2000. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 34 : 85–101.

Drinkwater, K., and P. Pépin. 2003. État de l'environnement physique et biologique. AZMP Bulletin PMZA 3 : 3–7.

Drinkwater, K.F., E. Colbourne and D. Gilbert. 1995. Overview of environmental conditions in the northwest Atlantic in 1994. NAFO SCR Doc. 95/43.

Drolet, R., L. Fortier, D. Ponton and M. Gilbert. 1991. Production of fish larvae and their prey in subarctic southeastern Hudson Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 77 : 105–118.

Dutil, J.–D., M. Castonguay, D. Gilbert and D. Gascon. 1999. Growth, condition, and environmental relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence and implications for management strategies in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 1818–1831.

Dutil, J.–D., J. Gauthier, Y. Lambert, A. Fréchet and D. Chabot. 2003. Cod stock rebuilding and fish bioenergetics : low productivity hypothesis. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/060.

El–Sabh, M.I. 1976. Surface circulation patterns in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 124–138.

El–Sabh, M.I. 1979. The lower St. Lawrence Estuary as a physical oceanographic system. Naturaliste canadien 106 : 55–73.

El–Sabh, M.I., and N. Silverberg. 1990. The St. Lawrence Estuary : introduction. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, Berlin. pp. 1-9.

Engas, A., S. Lokkeborg, E. Ona and A.V. Soldal. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(10) : 2238–2249.

Ennis, G.P. 1995. Larval and postlarval ecology. *In* Biology of the lobster *Homarus americanus*. *Edited by J.R. Factor*. Academic Press Inc., San Diego. pp 23–46.

Environment Québec. 2004. Plantes menacées ou vulnérables au Québec. [online] Available from : http ://www.menv.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/# [accessed 22 décembre 2004].

Équipe de rétablissement du loup de mer. 2003. National recovery plan for the northern wolfish, *Anarhichas denticulatus*, and spotted wolfish, *Anarhichas minor*, in eastern Canadian waters. Plan national de rétablissement. Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPE). Ottawa, Ontario. (document préliminaire, février 2004).

Fairchild, W.L., S.B. Brown and A. Moore. 2002. Effects of freshwater contaminants on marine survival in Atlantic salmon. *In* North Pacific Anadromous Fish Commission : Joint meeting on causes of marine mortality of salmon in the North Pacific and North Atlantic Oceans and in the Baltic Sea, Vancouver, BC, Canada, 12-15 March 2002. Technical Report 4 : pp. 30-32.

Fairchild, W.L., E.O. Swansburg, J.T. Arsenault and S.B. Brown. 1999. Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption ? Environ.Health Perspect. 107 : 349-358.

Farquharson, W.I. 1962. Tides, tidal streams and currents in the Gulf of St. Lawrence. Canadian Hydrographic Services, Department of Mines and Technical Surveys, Ottawa.

Fath, B.D. 2004. Distributed control in ecological networks. Ecol. Model. 179 : 235–245.

Faucher, M., D. Caya, F.J. Saucier and R. Laprise. 2004. Sensitivity of the CRCM atmospheric and the Gulf of St. Lawrence ocean–ice models to each other. Atmosphere–Ocean 42(2) : 85–100.

Fent, K. 1996. Ecotoxicology of organotin compounds. Crit. Rev. Toxicol. 26 : 1–117.

Fent, K. 2006. Worldwide occurrence of organotins from antifouling paints and effects in the aquatic environment. *In* Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5 : Water Pollution, 5O : 71-100.

Fetzer, I., and H. Deubel. 2006. Effect of river run–off on the distribution of marine invertebrate larvae in the southern Kara Sea (Russian Arctic). J. Mar. Syst. 60 : 98–114.

Fisher, A., D. Abler, E. Barron, R. Bord, R. Crane, D. DeWalle, C.G. Knight, R. Najjar, E. Nizeyimana, R. O'Connor, A. Rose, J. Shortle and B. Yarnal. 2000. Preparing for a changing climate–the potential consequences of climate variability and change–mid–Atlantic overview. Report of the Mid–Atlantic Regional Assessment. 68 p.

Fontaine, P.H. 1998. Whales of the north Atlantic : biology and ecology. Editions Multimondes, Québec, 290 p.

Forrester, W.D. 1974. Internal tides in the St. Lawrence estuary. J. Mar. Res. 32 : 55–66.

Fortier, L., M. Levasseur, R. Drolet and J.–C. Therriault. 1992. Export production and the distribution of fish larvae and their prey in a coastal jet frontal region. Mar. Ecol. Prog. Ser. 85 : 203–218.

Fortin, M.-G., C.M. Couillard, J. Pellerin, and M. Lebeuf. 2007. Effects of salinity on sublethal toxicity of atrazine to mummichog (*Fundulus heteroclitus*) larvae. Accepted for publication in Mar. Environ. Res.

Fournier, M., V. Degas, T. Colborn, F.O. Omara, F. Denizeau, E.F. Potworowski and P. Brousseau. 2000. Immunosuppression in mice fed on diets containing beluga whale blubber from the St Lawrence Estuary and the Arctic populations. Toxicol. Lett. 112 : 1-3.

Fradette, P., and E. Bourget. 1980. Ecology of benthic epifauna of the Estuary and Gulf of St. Lawrence : factors influencing their distribution and abundance on buoys. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(6) : 979–999.

Fradette, P., et E. Bourget. 1981. Groupement et ordination appliqués à l'étude de la repartition de l'épifaune benthique de l'estuaire maritime et du golfe du Saint–Laurent. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 50(2–3) : 133–152.

Frank, K.T., J.E. Carscadden and J.E. Simon. 1996. Recent excursions of capelin (*Mallotus villosus*) to the Scotian Shelf and Flemish Cap during anomalous hydrographic conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 : 1473–1486.

Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi and W.C. Leggett. 2005. Trophic cascades in a formerly cod–dominated ecosystem. Science 308 : 1621–1623.

French B.L., W.L. Reichert, T. Hom, M. Nishimoto, H.R. Sanborn and J.E. Stein. 1996. Accumulation and dose–response of hepatic DNA adducts in English sole (*Pleuronectes vetulus*) exposed to a gradient of contaminated sediments. Aquat. Toxicol. 36 : 1–16.

Gachon P., F.J. Saucier and R. Laprise. 2001. Atmosphere-ocean-ice interaction processes in the Gulf of St. Lawrence : numerical study with a coupled model. Sixth Conference on Polar Meteorology and Oceanography and the 11th Conference on Interaction of the Sea and Atmosphere, AMS (American Meteorological Society) meeting, San Diego (California, USA), 14-18 May 2001. Abstract volume, J1.18, J37-J40.

Gagné, F., C. Blaise, J. Pellerin, É. Pelletier, M. Douville, S. Gauthier-Clerc and L. Viglino. 2003. Sex alteration in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in an intertidal zone of the St. Larence River (Quebec, Canada). Comp. Biochem. Physiol. 134C : 189-198.

Gagné, F., C. Blaise, J. Pellerin, É. Pelletier and J. Strand. 2006. Health status of *Mya arenaria* bivalves collected from contamianted sites in Canada (Saguenay fjord) and Denmark (Odense fjord) during their reproductive period. Ecotox.. Environ. Saf. 64 : 348-361.

Gagnon, M., et M.I. El–Sabh. 1980. Effets de la marée interne et des oscillations de basses fréquences sur la circulation côtière dans l'estuaire du Saint–Laurent. Naturaliste canadien 107 : 159–174.

Galbraith, P.S. 1992. Relating overturns to mixing and buoyancy flux. Ph.D. thesis, Dalhousie University, Halifax, NS, 243 p.

Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. C : Oceans 111(6), C06022, doi : 10.1029/2005 JCØØ3159.

Galbraith, P.S., F.J. Saucier, N. Michaud, D. Lefaivre, R. Corriveau, F. Roy, R. Pigeon and S. Cantin. 2002. Shipborne monitoring of near–surface temperature and salinity in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. AZMP Bulletin PMZA 2 : 26–30.

Gan, J., R.G. Ingram and R. Greatbatch. 1997. On the unsteady separation/intrusion of the Gaspé current and variability in Baie–des–Chaleurs, modelling studies. J Geophys. Res 102 : 15567–15581.

Gauthier, J. M., H. Dubeau and E. Rassart. 1998. Mercury-induced micronuclei in skin fibroblasts of beluga whales. Environ. Toxicol. Chem. 17(12) : 2487-2493.

Gauthier-Clerc, S., J. Pellerin, C Blaise and F. Gagné. 2002. Delayed gametogenesis of *Mya arenaria* in the Saguenay fjord (Canada) : a consequence of endocrine disruptors ? Comp. Bioch. Physiol. Part C 131(4) : 457-467.

Gendron, A., N. Silverberg, B. Sundby and J. Lebel. 1986. Early diagenesis of cadmium and cobalt in Laurentian Trough sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 50 : 741–747.

Gibson, M. 2003. Seashores of the Maritimes. Nimbus Publishing Ltd., Halifax, N.S. 346 p.

GIEC. 2001 :Climate change 2001 : impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of working group 2 to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Edited by McCarthy J.J., Canziani O.F., Leary N.A., Dokken D.J. and White K.S.* Cambridge University Press. Cambridge R.-U., and New York USA. 1032 p. (en anglais seulement).

Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. ICES CM 2004/N : 07, 12 p.

Gilbert, D., and B. Pettigrew. 1993. Current–meter data from Bonne Bay, Newfoundland, during the summer of 1991, Can. Data Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 122 : 63 pp.

Gilbert, D., and B. Pettigrew. 1997. Interannual variability (1948–1994) of the CIL core temperature in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 (Suppl. 1) : 57–67.

Gilbert, M., L. Fortier, D. Ponton and R. Drolet. 1992. Feeding ecology of marine fish larvae across the Great Whale River plume in seasonally ice–covered southeastern Hudson Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 84 : 19–30.

Gilbert, D., A.F. Vézina, B. Pettigrew, D.P. Swain, P.S. Galbraith, L. Devine et N. Roy. 1997. État du golfe du Saint–Laurent : conditions océanographiques en 1995. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan 191 : xii + 113 p.

Gilbert, D., B. Sundby, C. Gobeil, A. Mucci, and G.–H. Tremblay 2005. A seventy–two–year record of diminishing deep–water oxygen in the St. Lawrence Estuary : the northwest Atlantic connection. Limnol. Oceanogr. 50(5) : 1654–1666.

Gilbert, M., R. Alexander, J. Arsenault, W.R. Ernst, W. Fairchild, P. Hennigar, G. Julien, T. King, M. Lebeuf et D. Lefaivre. 1998. Contamination par les BPC des sédiments et du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) aux environs du site du naufrage de la barge *Irving Whale* après son renflouage. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2204 : x+32 pp.

Gobeil, C. 1991. Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien : données sur les métaux et les éléments nutritifs. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 854 : iv+63 pp.

Gobeil, C., et M. Lebeuf. 1992. Inventaire de la contamination des sédiments du Chenal Laurentien : les biphényles polychlorés. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1851 : 45 pp.

Gobeil, C., B. Sundby and N. Silverberg. 1981. Factors influencing particulate matter geochemistry in the St. Lawrence estuary turbidity maximum. Mar. Chem. 10 : 123–140.

Gobeil, C., D. Cossa et J. Piuze. 1983. Distribution des concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint–Laurent. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. 17 : 14 p.

Gobeil, C., N. Silverberg, B. Sundby and D. Cossa. 1987. Cadmium diagenesis in Laurential Through sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 51 : 589–596.

Gobeil, C., Y. Clermont et G. Paquette. 1997. Concentrations en mercure, plomb et cadmium chez diverses espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 1011, 88 pp.

Godin, G. 1979. La marée dans le golfe et l'estuaire du Saint–Laurent. Naturaliste canadien 106 : 105–121.

Gordon, D.C., K.D. Gilkinson, E.L.R. Kenchington, J. Prena, C. Bourbonnais, K. MacIsaac, D.L. McKeown and W.P. Vass. 2002. Summary of the Grand Banks otter trawling experiment (1993–1995) : effects on benthic habitat and communities. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No 2416.

Gosselin, J.–F., V. Lesage and A. Robillard. 2001. Population index estimate for the beluga of the St. Lawrence River Estuary in 2000. DFO Can. Sci. Advis. Res. Doc. 2001/049, 21 pp.

Gratton, Y., G. Mertz and J.A. Gagné. 1988. Satellite observations of tidal upwelling and mixing in the St. Lawrence Estuary. J. Geophys. Res. 93 : 6947–6954.

Grégoire, F., D. Chabot, C. Savenkoff, C. Lévesque, J. Guérin, J. Hudon and J. Lavers. 2003. Capelin (*Mallotus villosus*) fishery, biology and distribution in NAFO Divisions 4RST in 2002. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/083, 68 p.

Grégoire, F., W. Barry and J. Barry. 2006. West coast of Newfoundland capelin (*Mallotus villosus* M.) and Atlantic herring (*Clupea harengus harengus* L.) larval survey, part 2 : Abundance estimates and marine community analyses of the data collected in partnership with the industry (Barry Group) in July 2004. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2650 : viii + 51 p.

Guillemart, C. 2006. L'accumulation du cadmium chez le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'islande (*Chlamys islandica*) de la Côte Nord (Québec) et dans leur environnement. Mémoire de maîtrise ès Sciences, département d'océanographie, UQAR, Rimouski, QC.

Hammill, M.O., and G.B. Stenson. 1997. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), grey seals (*Halichoerus grypus*), harbour seals (*Phoca vitulina*) and hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic. NAFO SCR Doc. 97/40.

Han, G., P. Roussel and J.W. Loder. 2002. Seasonal–mean circulation and tidal currents in the Gully. *In* Advance in understanding the Gully ecosystem : a summary of research projects conducted at the Bedford Institut of Oceanography (1999–2001). *Edited by D.C. Gordon and D.G. Fenton.* Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2377 : 39–48.

Hanson, J.M., and M. Lanteigne. 2000. Evaluation of Atlantic cod predation on American lobster in the southern Gulf of St. Lawrence, with comments on other potential fish predators. Trans. Am. Fish. Soc. 129(1) : 13–29.

Hargrave, B.T., G.C. Harding, K.F. Drinkwater, T.C. Lambert and W.G. Harrison. 1985. Dynamics of the pelagic food web in St. Georges Bay, southern Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 20(3) : 221–240.

Harvey, M., and M. Starr. 2005. 2003 state of the ocean : chemical and biological oceanographic conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. DFO, DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/053, 20 p.

Harvey, M., J.–F. St–Pierre, P. Joly and G. Morrier. 2002. Oceanographic conditions in the Estuary and the Gulf of St. Lawrence in 2001 : zooplankton. . DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/046.

Harvey, M., J.-F. St-Pierre, A. Gagné, M.F. Beaulieu et Y. Gagnon. 2003. Oceanographic conditions in the Estuary and the Gulf of St. Lawrence during 2002 : zooplankton. DFO DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/077 : 22 pp.

Harvey, M., J.–F. St–Pierre, L. Devine, A. Gagné, Y. Gagnon and M.–F. Beaulieu. 2004. Oceanographic conditions in the Estuary and the Gulf of St. Lawrence during 2003 : zooplankton. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/080, 31 p.

Hassan, E.M. 1975. Some effects of river regulation on marginal seas. Ocean Management 2 : 333–344.

Hatin, D., et F. Caron. 2002. Déplacements et caractéristiques des esturgeons noirs (*Acipenser oxyrinchus*) adultes dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent en 1998 et 1999. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 151 p.

Henry, E., and M.O. Hammill. 2001. Impact of small boats on the haulout activity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Metis Bay, Saint–Lawrence Estuary, Québec, Canada. Aquat. Mamm. 27(2) : 140–148.

Hodson, P.V., M. Castonguay, C.M. Couillard, C. Desjardins, É. Pelletier and R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of american eels (*Anguilla rostrata*) captured in the estuary of the St. Lawrence river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51 : 464-478.

Humborg, C., V. Ittekkot, A. Cociasu and B.V. Bodungen. 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. Nature 386 : 385–388.

Hunt, H.L. 2004. Effects of epibenthic predators in flow : transport and mortality of juveniles of the soft shell clam *Mya arenaria*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 279 : 151–160.

Hunter, M.D., and P.W. Price. 1992. Playing chutes and ladders : heterogeneity and the relative roles of bottom–up and top–down forces in natural communities. Ecology 73 : 724–732.

Hutching, J.A., T.D. Bishop and C.R. McGregor–Shaw. 1999. Spawning behaviour of Atlantic cod, *Gadus morhua* : evidence of mate competition and mate choice in a broadcast spawner. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 97–107.

Ingram, R.G. 1975. Influence of tidal–induced vertical mixing on primary productivity in the St. Lawrence Estuary. Mémoires Société Royale de Liège, 6ième série, tome VII : 59–74.

Ingram, R.G. 1976. Characteristics of a tide–induced estuarine front. J. Geophys. Res. 81 : 1951–1959.

Ingram, R.G. 1983. Vertical mixing at the head of the Laurentian Channel. Estuar. Coast. Shelf Sci. 16 : 333–338.

Ingram, R.G. 1985. Frontal characteristics at the head of the Laurentian Channel. Naturaliste canadien 112 : 31–38.

IPCC 2001 : Climate change 2001 : the scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Edited by Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., Van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., and Johnson C.A.* Cambridge University Press, Cambridge UK and New York USA. 881 p. (in English only).

Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner and R.R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293 : 629–638.

Jennings, S., and M.J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. Advis. Mar. Biol. 34 : 201–352.

Johannessen, O.M., K. Khvorostovsky, M.W. Miles and L.P. Bobylev. 2005. Recent ice–sheet growth in the interior of Greenland. Science 310 : 1013–1016.

Kennedy, K.M., and R.J. Benson. 1993. Report of heavy metal analysis conducted on mussel (*Mytilus edulis*) samples collected at 55 sites in Newfoundland. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1937 : iii, 17 p.

Kimmerer, W. J. 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms : physical effects or trophic linkages. Mar. Ecol. Prog. Ser. 243 : 39–55.

Kingsley, M.C.S., and R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Can. J. Zool. 8 : 1529–1550.

Koutitonsky, V.G., and G.L. Bugden. 1991. The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence : a review with emphasis on the synoptic variability of the motion. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by J.-C. Therriault*. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 57–90.

Labat, D., Y. Godderis, J.L. Probst and J.L. Guyot. 2004. Evidence for global runoff increase related to climate warming. Advis.Water Res. 27 : 631–642.

Lacroix, A., M. Fournier, M. Lebeuf, J.J. Nagler and D.G. Cyr. 2001. Pahogocytic response of macrophage from the pronephros of American plaice (*Hipoglossoides platessoides*) exposed to contaminated sediments from Baie des Anglais, Quebec. Chemosphere 45 : 599-607.

Lapierre, P., S. De Guise, D.C. Muir, R. Norstrom, P. Béland and M. Fournier. 1999. Immune functions in the Fisher rat fed Beluga whale (*Delphinapterus leucas*) blubber from the contaminated St. Lawrence estuary. Environ. Res. 80(2) : S104-S112.

Larkin, P.A. 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. Rev. Fish. Biol. 6 : 139–164.

Larouche, P. 1998. SeaWiFS validation program in the St. Lawrence Estuary and Gulf. Proceedings of the Fifth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, San Diego, California, 5–7 October 1998, pp. I349–I359.

Larouche, P. 2000. Results from the 2nd St. Lawrence Estuary and Gulf SeaWiFS validation cruise. Proceedings of the Sixth International Conference of Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Charleston, South Carolina, 1–3 May 2000, pp. I351–I358.

Lauzier, L.M., and W.B. Bailey. 1957. Features of the deep waters of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 111 : 213–250.

Lauzier, L.M., and R.W. Trites. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel.. J. Fish. Res. Board Can. 15 : 1247–1257.

Law, R., J. Hurstwayte and D. Sims. 2003. Monitoring of the quality of the marine environment, 2000–2001. Centre for environment, fisheries and aquaculture science (Lowestoft, U.K.) Aquat. Env. Monit. Rep. 56, 37 p.

Lawson, J., and I. McQuinn. 2004. Review of the potential hydrophysical–related issues in Canada, risks to marine mammals, and monitoring and mitigation strategies for seismic activities. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/121, 57 p.

Leatherwood, S., D.K. Caldwell and H.E. Winn. 1976. Whales, dolphins and porpoises of the western North Atlantic : a guide to their identification. NOAA Tech. Rep. NMFS Circular 396.

Lebeuf, M., Y. St–Pierre, Y. Clermont et C. Gobeil. 1999. Concentrations de biphényles polychlorés (BPC) et de pesticides organochlorés chez trois espèces de poissons de fond de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 1059, 108 p.

Lebeuf, M., B. Gouteux, L. Measures and S. Trottier. 2004a. Levels and temporal trends (1988–1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Environ. Sci. Technol. 38(11) : 2971–2977.

Lebeuf, M., C.M. Couillard, B. Légaré and S. Trottier. 2006. Effects of DeBDE and PCB-126 on hepatic concentrations of PBDEs and methoxy-PBDEs in Atlantic tomcod. Environ. Science Technol. 40 : 3211-3216.

Lebeuf, M., M. Noël, S. Trottier, and L. Measures. 2007. Temporal trends (1987-2002) of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals in beluga whales (*Delphinapterus leucas)* from the St. Lawrence Estuary, Canada. Sci, Tot. Env. 383 : 216-231.

Lebeuf , M., C. M. Couillard , R. L. Roy , C. DeBlois, S. Trottier, M. Noël, A. Ouellet and G. Allard. 2004b. Concentrations of pesticides in water samples from St Lawrence Estuary tributaries. Proceedings of the 31st Aquatic Toxicity Workshop, Charlottetown, PEI, Canada. *Edited by L.E. Burridge, K. Haya and A.J. Niimi*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2562.

Leblanc, C.H., and G.J. Chaput. 1991. Landings of estuarine fishes in the Gulf of St. Lawrence 1917–1988. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 842, 101 p.

Lee, K., J.J. Nagler, M. Fournier, M. Lebeuf and D.G. Cyr. 1999. Toxicological characterization of sediments from Baie des Anglais on the St. Lawrence Estuary. Chemosphere 39 : 1019–1035.

Lefebvre, L., and J.–C. Brêthes. 1991. Influence of growth and environmental factors on the feeding of snow crabs, *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius), in the southwest of the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Zool. 69 (2) : 489–494.

Lefèvre, D., M. Denis, C.E. Lambert and J.–C. Miquel. 1996. Is DOC the main source of organic remineralization in the ocean water column ? J. Mar. Syst. 7 : 281–291.

Le Fouest, V., B. Zakardjian, F.J. Saucier and M. Starr. 2005. Seasonal versus synoptic variability in planktonic production in a high–latitude marginal sea : the Gulf of St. Lawrence (Canada). J. Geophys. Res. 110(9) : 1–21.

LEP (*Loi sur les espèces en péril*). 2005. « liste des espèces ». [En ligne : 7 janvier 2005] < http ://www.sararegistry.gc.ca/species/default_f.cfm> (page Web consultée le 7 janvier 2005).

Lesage, V., and M. Kingsley. 1998. Updated status of the St. Lawrence River population of the beluga, *Delphinapterus leucas*. Can. Field–Nat. 112(1) : 98–114.

Lesage, V., C. Barrette, M.C.S. Kingsley and B. Sjare. 1999. The effects of vessel noise on the vocal behaviour of belugas in the St. Lawrence River Estuary, Canada. Mar. Mamm. Sci. 15(1) : 65–84.

Lesage, V., M.O. Hammill and K.M. Kovacs. 2001. Marine mammals and the community structure of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada : evidence from stable isotope analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 210 : 203–221.

Levasseur, M., J.–C. Therriault and L. Legendre. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. Mar. Ecol. Prog. Ser. 19 : 211–222.

Levasseur, M., L. Fortier, J.-C. Therriault and P. Harrison. 1992. Phytoplankton dynamics in a coastal jet frontal region. Mar. Ecol. Progr. Ser. 86 : 283-295.

Link, J.S., and L.P. Garrison. 2002. Changes in piscivory associated with fishing induced changes to the finfish community on Georges Bank. Fish. Res. 55 : 71–86.

Lock, A.R., R.G.B. Brown and S.H. Gerriets. 1994. Gazetteer of marine birds in Atlantic Canada–an atlas of seabird vulnerability to oil pollution. Canadian Wildlife Service, Atlantic region. 137 p.

Locke, A. 2002. The ichthyoplankton and invertebrate zooplankton of the coastal waters of Cape Breton Island : a review. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2606. 24 p.

Louchouarn, P., M. Lucotte, R. Canuel, J.–P. Gagné and L.–F. Richard. 1997. Sources and early diagenesis of lignin and bulk organic matter in the sediments of the Lower St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord. Mar. Chem. 58 (1–2) : 3–26.

Lu, Y., K. Thompson and D.G. Wright. 2002. Tidal currents and mixing in the Gulf of St. Lawrence : an application of the incremental approach to data assimilation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58 : 723–735.

Maguire, R.J. 1992. Environmental assessment of tributyltin in Canada. Water Sci. Technol. 25 : 125–132.

Maillot, J., R. Sarrazin, B. Bilodeau, N. Brunet and P. Pellerin. 1997. Development of the 35 km version of the operational regional forecast system, Atmosphere–Ocean. 35 : 1–28.

Mamelona, J., and E. Pelletier. 2003. Butyltins biomagnification from macroalgae to green sea urchins : a field assessment. App. Organometallic Chem. 17 : 759–766.

Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier B.V., 372 p.

Mark, S., L. Provencher et J. Munro. 2003. Approche pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème avec application à la communauté à *Mya–Macoma*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2491 : ix + 85 p.

Marsden, R.F., and Y. Gratton. 1998. Surface pulses in the Lower St. Lawrence Estuary. Atmosphere–Ocean 36 (3) : 271–295.

Martineau, D., A. Lagacé, P. Béland, R. Higgins, D. Armstrong and L. R. Shugart. 1988. Pathology of stranded beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. J. Comp. Path. 98 : 287-311.

Martineau, D., K. Lemberger, A. Dallaire, P. Labelle, T.P. Lipscomb, P. Michel and I. Mikaelian. 2002. Cancer in wildlife, a case study : beluga from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Environ. Health Perspect. 110(3) : 285–92.

Massad, R., and P. Brunel. 1979. Associations by station, density and diversity of polychaetes of the circa–littoral and deep benthos of the seaward part of the St. Lawrence Estuary. Naturaliste canadien 106(1) : 229–253.

McAllister, B.G., and D.E. Kime. 2004. Early life exposure to environmental levels of the aromatase inhibitor tributyltin causes masculinisation and irreversible sperm damage in zebrafish (*Danio rerio*). Aquat Toxicol. 65 : 309-316.

McCauley, R.D., J. Fewtrell, A.J. Duncan and A. Adhitya. 1998. Behavioural, physiological and pathological response of fishes to air gun noise. Bioacoustics 12(2) : 318–321.

McCauley, R.D., J. Fewtrell and A.N. Popper. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. J. Acoust. Soc. Am. 113(1) : 638–642.

McDowall, R.B. 1987. The occurrence and distribution of diadromy among fishes. Am. Fish. Soc. Symp. 1 : 1–13.

McKinney, M.A., S. De Guise, D. Martineau, P. Béland, M. Lebeuf, and R.J. Letcher. 2006. Organohalogen contaminants and metabolites in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) liver from two Canadian populations. Environ. Toxicol. Chem. 25 : 1246-1257.

McLellan, H.J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. J. Fish. Res. Board. Can. 14 : 213–239.

McRuer, J., T. Hurlbut and B. Morin. 2000. Status of Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) in the Maritimes (NAFO Sub–Area 4 and Division 5Ze). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/138.

Medcof, J.C. 1968. Oyster farming in the Maritimes. Bull. Fish. Res. Board Can. 131, 178 p.

Mertz, G., and M.I. El–Sabh. 1989. An autumn instability event in the Gaspe Current. J. Phys. Oceanogr. 19(1) : 148–156.

Mertz, G., V.G. Koutitonsky and Y. Gratton. 1991. On the seasonal cycle of the Gaspé Current. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by J.-C. Therriault*. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113 : 149–152.

Michaud, M.-H., and E. Pelletier. 2006. Sources and fate of butyltins in the St. Lawrence Estuary ecosystem. Chemosphere 64(7) : 1074-1082.

Michaud, R. 1993. Distribution estivale du béluga du Saint–Laurent ; synthèse 1986 à 1992. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1906 : vi + 28 p.

Michaud, R., et J. Giard. 1998. Les rorquals communs et les activités d'observation en mer dans l'estuaire maritime du Saint–Laurent entre 1994 et 1996. 2) Évaluation de l'impact des activités d'observation en mer sur le comportement des rorquals communs. Rapport final, GREMM, Tadoussac, QC : 24 pp.

Milliman, J.D. 1997. Blessed dams or damned dams ? Nature 386 : 325–326.

Muir, D., K. Koczanski, B. Rosenberg and P. Béland. 1990. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary. 2. Temporal trends, 1982–1994. Environ. Pollut. 93(2) : 235–245.

Nelson, M.M., B.J. Crear, P.D. Nichols and D.A. Ritz. 2003. Feeding southern rock lobster, *Jasus edwardsii* Hutton, 1875, phyllosomata in culture : recent progress with lipid–enriched Artemia. http ://www.scopus.com/scopus/source/sourceInfo.url?sourceId=22586J. Shellfish Res. 22(1) : 225–233.

Neu, H.J.A. 1982a. Man–made storage of water–resources – a liability to the ocean environment 1. Mar. Pollut. Bull. 13 : 7–12.

Neu, H.J.A. 1982b. Man–made storage of water–resources – a liability to the ocean environment 2. Mar. Pollut. Bull. 13 : 44–47.

Nozères, C., M. Bérubé, V. Haeberle, R. Miller and F. Proust. 2003. Marine species identification guide for the St. Lawrence. Maurice Lamontagne Institute, Department of Fisheries and Oceans [online]. Available at http ://www.osl.gc.ca/guide_sp/en/index.html [accessed 7 June 2003].

O'Connell, M.F., D.G. Reddin, P.G. Amiro, F. Caron, T.L. Marshall, G. Chaput, C.C. Mullins, A. Locke, S.F. O'Neil and D.K. Cairns. 1997. Estimates of conservation spawner requirements for Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) for Canada. DFO Can. Sec. Advis. Sci. Res. Doc. 97/100.

Ouellet, P., and D. Lefaivre. 1994. Vertical distribution of shrimp (*Pandalus borealis*) larvae in the Gulf of St Lawrence : implications for trophic interactions and transport. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51 : 123–132.

Ouellet, P., D. Lefaivre and V. Koutitonsky. 1990. Distribution of shrimp (*Pandalus borealis*) larvae and hydrographic pattern in the northern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 2068–2078.

Ouellet, P., J.–P. Allard et J.–F. St–Pierre. 1994. Distribution des larves d'invertébrés décapodes (Pandalidae, Majidae) et des œufs et larves de poissons dans le nord du golfe du Saint–Laurent en mai et juin de 1985 à 1987 et 1991–1992. Rapp. tech can. sci. halieut. aquat. 2019 : viii+60 p.

Ouellet, P., Y. Lambert and M. Castonguay. 1997. Spawning of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the Northern Gulf of St Lawrence : a study of egg and adult distributions and characteristics. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 198–210.

Pace, M.L., J.J. Cole, S.R. Carpenter and J.F. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. Trends Ecol. Evol. 14 : 483–488.

Packard, T., W. Chen, D. Blasco, C. Savenkoff, A.F. Vézina, R. Tian., L. St.–Amand, S.O. Roy, C. Lovejoy, B. Klein, J.–C. Therriault, L. Legendre and R.G. Ingram. 2000. Dissolved organic carbon in the Gulf of St. Lawrence. Deep–Sea Res. Part II 47 : 435–459.

Paille, N., J. Lambert, N. Simard et S. Pereira. 2006. Le crabe vert (*Carcinus maenas*) : revue de littérature et situation aux Îles–de–la–Madeleine. Rapp. can. ind. sci. halieut. aquat. 276 : vi + 36 p.

Painchaud, J., and J.–C. Therriault. 1985. Heterotrophic potential in the St. Lawrence Estuary : distribution and controlling factors. Naturaliste canadien 112 : 65–76.

Painchaud, J., and J.–C. Therriault. 1989. Relationships between bacteria, phytoplankton and particulate organic carbon in the upper St. Lawrence estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56 : 301–311.

Painchaud, J., D. Lefaivre and J.–C. Therriault. 1987. Box model analysis of bacterial fluxes in the St. Lawrence estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 41 : 241–252.

Painchaud, J., D. Lefaivre, J.–C. Therriault and L. Legendre. 1995. Physical processes controlling bacterial distribution and variability in the upper St. Lawrence estuary. Estuaries 18 : 433–444.

Painchaud, J., D. Lefaivre, J.–C. Therriault and L. Legendre. 1996. Bacterial dynamics in the upper St. Lawrence estuary. Limnol. Oceanogr. 41 : 1610–1618.

Parkinson, C.L. 2000. Variability of Arctic sea ice : the view from space, an 18–year record. Arctic 53(4) : 341–358.

Parsons, D.G., and J. Fréchettte. 1989. Fisheries for northern shrimp (*Pandalus borealis*) in the northwest Atlantic from Greenland to the Gulf of Maine. *In* Marine invertebrate fisheries : their assessment and management. *Edited by J.F. Caddy*, John Wiley and Sons, New-York. pp. 63–85.

Pellerin, P., H. Ritchie, F. Saucier, F. Roy S. Desjardins, M. Valin and V. Lee. 2004. Impact of a two way coupling between an atmospheric and an ocean–ice model over the Gulf of St. Lawrence. Month. Weath. Rev. 132(6) : 1379–1398.

Pelletier, E., and C. Normandeau.1997. Distribution of butyltin residues in mussels and sea stars of the St. Lawrence Estuary. Environ. Technol. 18 : 1203–1208.

Pelletier, E., G. Canuel, J. Padros, Y. Clermont et C. Gobeil. 1999. Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques chez quatre espèces de poissons de fond et deux espèces de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 1052, v + 20 p.

Petrie, B., and K. Drinkwater. 1993. Temperature and salinity variability on the Scotian shelf and in the Gulf of Maine 1945–1990. J. Geophys. Res. 98(C11) : 20079–20089.

Petrie, B., and P.A. Yeats. 2000. Annual and interannual variability of nutrients and their estimated fluxes in the Scotian Shelf – Gulf of Maine region. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 : 2536–2546.

Petrie, B., B. Toulany and C.J.R. Garrett. 1998. The transport of water, heat and salt through the Strait of Belle Isle. Atmosphere–Ocean 26 : 234–251.

Pingree, R.D., and D.K. Griffiths. 1980. A numerical model of the M2 tide in the Gulf of St. Lawrence. Oceanol. Acta 3 : 221–225.

Pippard, L. 1985. Patterns of movement of the St. Lawrence white whales. Prepared for the Canadian Wildlife Service and Parks Canada. Final report. 500 p.

Plante, S., D. Chabot and J.D. Dutil. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. J. Fish. Biol. 53(6) : 1259–1284.

Plourde, J., and J.–C. Therriault. 2004. Climate variability and vertical advection of nitrates in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 279 : 33–43.

Plourde, S., and M. Castonguay. 2005. The RIVSUM – zooplankton biomass – Atlantic mackerel story : does it hold with a second decade of data ? Poster E16, GLOBEC Symposium "Climate Variability and Sub–Arctic Marine Ecosystems," Victoria, B.C., Canada, 16–20 May 2005.

Plourde, S., and J.A. Runge. 1993. Reproduction of the planktonic copepod *Calanus finmarchicus* in the lower St. Lawrence Estuary : relation to the cycle of phytoplankton production and evidence for a *Calanus* pump. Mar. Ecol. Prog. Ser 102 : 217–227.

Plourde, S., P. Joly, J.A. Runge, B. Zarkardjian and J. Dodson. 2001. Life cycle of *Calanus finmarchicus* in the lower St. Lawrence Estuary : the imprint of circulation and late timing of the spring phytoplankton bloom. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58 : 647–658.

Plourde, S., J. Dodson, J.A. Runge and J.–C. Therriault. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the lower St. Lawrence Estuary, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 230 : 211–224.

Plourde, S., P. Joly, J.A. Runge, J. Dodson and B. Zakardjian. 2003. Life cycle of *Calanus hyperboreus* in the lower St. Lawrence Estuary and its relationship to local environmental conditions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 255 : 219–233.

Pocklington, R. 1988. Organic matter in the Gulf of St. Lawrence. *In* Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence. *Edited by P.M. Strain.* Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 49–58.

Poulet, S.A., J.–P. Chanut et M. Morissette. 1986. Étude des spectres de taille des particules en suspension dans l'estuaire et le golfe du Saint–Laurent. I. Variations spatiales. Oceanol. Acta 9(2) : 179–189.

Prouse, N.J., and D.V. Ellis. 1997. A baseline survey of dogwhelk (*Nucella lapillus*) imposex in eastern Canada (1995) and interpretation in terms of tributyltin (TBT) contamination. Environ. Technol. 18 : 1255–1264.

Rabalais, N.N., R.E. Turner and W.J.Jr. Wiseman. 2000. Hypoxia in the Gulf of Mexico. J. Environ. Qual. 30 : 320–329.

Ramade, F. 1979. Ecotoxicologie. Paris : Masson France, 2ième éd.

Ray, S., B.P. Dunn, J.F. Payne, L. Fancey, R. Helbig and P. Béland. 1991. Aromatic DNA-carcinogen adducts in beluga whales from the Canadian Arctic and Gulf of St. Lawrence. Mar. Pollut. Bull. 22(8) : 392-396.

Reeves, R., and E. Mitchell. 1984. Catch history and initial population of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the River and Gulf of St. Lawrence, Eastern Canada. Naturaliste canadien 111 : 63–121.

Rice, J., and D. Rivard. 2003. Proceedings of the zonal assessment meeting–Atlantic cod. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2003/021, 151 p..

Richardson, W.J., K.J. Finley, G.W. Miller, R.A. Davis and W.R. Koski. 1995. Feeding, social and migration behaviour of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, in Baffin Bay vs the Beaufort Sea–Regions with different amounts of human activity. Mar. Mamm. Sci. 11(1) : 1–45.

Rignot, E., and P. Kanagaratnam. 2006. Changes in the velocity structure of the Greenland ice sheet. Science 311 : 986–990.

Ringuette, M., M. Castonguay, J.A. Runge and F. Grégoire. 2002. Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) recruitment fluctuations in relation to copepod production and juvenile growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 : 646–656.

Rivkin, R.B., L. Legendre, D. Deibel, J.–E. Tremblay, B. Klein, K. Crocker, S. Roy, N. Silverberg, C. Lovejoy, F. Mesplé, N. Romero, M.R. Anderson, P. Matthews, C. Savenkoff, A.F. Vézina, J.–C. Therriault, J. Wesson, C. Bérubé and R.G. Ingram. 1996. Vertical flux of biogenic carbon in the ocean : is there food web control ? Science 272 : 1163–1166.

Robichaud, D., R.F.J. Bailey and R.W. Elner. 1989. Growth and distribution of snow crab, *Chionoecetes opilio*, in the southeastern Gulf of St. Lawrence. J. Shellfish Res. 8 : 813–833.

Romare, P., and L.–A. Hansson. 2003. A behavioral cascade : Top–predator induced behavioral shifts in planktivorous fish and zooplankton. Limnol. Oceanogr. 48 : 1956–1964.

Rosenberg, D.M., F. Berkes, R.A. Bodaly, R.E. Hecky, C.A. Kelly and J.W.M. Rudd. 2007. Large–scale impacts of hydroelectric development. Environ. Rev. 5 : 27–54.

Rouleau, C., C. Gobeil and H. Tjälve. 2001. Cadmium accumulation in the snow crab. Mar. Ecol. Prog. Ser. 224 : 207–217.

Roy, S., B. Sundby, A.F. Vézina and L. Legendre. 2000. A Canadian JGOFS process study in the Gulf of St. Lawrence. Deep–Sea Res. Part II 47 : 377–384.

Royer, T.C., C.E. Grosch and L.A. Mysak. 2001. Interdecadal variability of Northeast Pacific coastal freshwater and its implications on biological productivity. Prog. Oceanogr. 49 : 1–4.

Rulifson, R.A., and M.J. Dadswell. 1987. Mortality of fish passing through tidal, low–head hydropower turbines and possible mitigation strategies. Oceans 19 : 944–949.

Runge, J.A., M. Castonguay, Y. de Lafontaine, M. Ringuette and J.L. Beaulieu. 1999. Covariation in climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanol. 8(2) : 139–149.

Runge, J.A., and Y. Simard. 1990. Zooplankton of the St. Lawrence Estuary : the imprint of physical processes on its composition and distribution. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, Berlin. pp. 297–320.

Runge, J.A., and Y. de Lafontaine. 1996. Characterization of the pelagic ecosystem in surface waters of the northern Gulf of St. Lawrence in early summer : the larval redfish–Calanus–microplankton interaction. Fish. Oceanol. 5(1) : 21–37.

Safe, S. 1984. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs) : biochemistry, toxicology , and mechanism of action. Crit. Rev. Toxic. 13(4) : 319–395.

Saint–Jean, S.D., S.C. Courtnay, E. Pelletier and R. Saint–Louis. 1999. Butyltin concentrations in sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) of the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. Environ. Technol. 20 : 181–189.

Saint–Louis, R., C. Gobeil and E. Pelletier. 1997. Tributyltin and its degradation products in the St. Lawrence Estuary (Canada). Environ. Technol. 18 : 1209–1218.

Saint–Louis, R., S. de Mora, E. Pelletier, B. Doidge, D. Leclair, I. Mikaelian and D. Martineau. 2000. Hepatic butyltin concentrations in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, and Northern Québec, Canada. Ap. Organ. Chem. 14 : 218–226.

Sainte–Marie, B., and M. Lafrance. 2002. Growth and survival of recently settled snow crab *Chionoecetes opilio* in relation to intra– and intercohort competition and cannibalism : a laboratory study. Mar. Ecol. Prog. Ser. 244 : 191–203.

Sainte–Marie, B., J.–M. Sévigny and M. Carpentier. 2002. Interannual variability of sperm reserves and fecundity of primiparous females of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) in relation to sex ratio. Can. J.Fish. Aquat. Sci. 59 : 1932–1940.

SARA (Species At Risk Act). Species list. [online] Available at http ://www.sararegistry.gc.ca/species/default_e.cfm. [accessed 7 January 2005]

Saucier, F.–J., and J. Chassé. 2000. Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary. Atmosphere–Ocean 38(4) : 505–556.

Saucier, F.J., J. Chassé, M. Couture, R. Dorais, A. D'astous, D. Lefaivre and A. Gosselin. 1999. The making of a surface current atlas of the St. Lawrence Estuary, Canada. Proceedings of the 4th international conference on computer modelling of seas and coastal regions., pp. 87–97.

Saucier, F.–J., F. Roy, D. Gilbert, P. Pellerin and H. Ritchie. 2003. Modelling the formation of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. 108(C8) : 3269–3289.

Savaria, J.–Y., G. Cantin, L. Bosse, R. Bailey, L. Provencher et F. Proust. 2003. Compte rendu d'un atelier scientifique sur les mammifères marins, leurs habitats et leurs resources alimentaires. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2647 : v + 127 p.

Savenkoff, C., A.F. Vézina, T.T. Packard, N. Silverberg, J.–C. Therriault, W. Chen, C. Bérubé, A. Mucci, B. Klein, F. Mesplé, J.–E. Tremblay, L. Legendre, J. Wesson and R.G. Ingram. 1996. Distributions of oxygen, carbon, and respiratory activity in the deep layer of the Gulf of St. Lawrence and their implications for the carbon cycle. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 : 2451–2465.

Savenkoff, C., A.F. Vézina and Y. Gratton. 1997. Effect of a freshwater pulse on mesoscale circulation and phytoplankton distribution in the lower St. Lawrence Estuary. J. Mar. Res. 55 : 353–381.

Savenkoff, C., A.F. Vézina, P. C. Smith and G. Han. 2001. Summer transports of nutrients in the Gulf of St. Lawrence estimated by inverse modelling. Estuar. Coast. Shelf Sci. 52 : 565-587.

Savenkoff, C., A.F. Vézina, S. Roy, B. Klein, C. Lovejoy, J.–C. Therriault, L. Legendre, R. Rivkin, C. Bérubé, J.–E. Tremblay and N. Silverberg. 2000. Export of biogenic carbon and structure and dynamics of the pelagic food web in the Gulf of St. Lawrence. I. Seasonal variations. Deep–Sea Res. II 47 : 585–607.

Savenkoff, C., H. Bourdages, M. Castonguay, L. Morissette, D. Chabot and M.O. Hammill. 2004. Input data and parameter estimates for ecosystem models of the northern Gulf of St. Lawrence (mid–1990s). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2531 : vi+93 p.

Savenkoff, C., F. Grégoire, M. Castonguay, D.P. Swain, D. Chabot and J.M. Hanson. 2005. Main prey and predators of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus L.*) in the northern and southern Gulf of St. Lawrence during the mid–1980s, mid–1990s, and early 2000s. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2619 : v+29 p.

Savenkoff, C., L. Savard, B. Morin and D. Chabot. 2006. Main prey and predators of northern shrimp (*Pandalus borealis*) in the northern Gulf of St. Lawrence during the mid–1980s, mid–1990s, and early 2000s. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. : 2639 : v+28 p.

Savenkoff, C., D.P. Swain, J.M. Hanson, M. Castonguay, M.O. Hammill, H. Bourdages, L. Morissette and D. Chabot. 2007a. Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem : comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence (Canada). Ecol. Model. 204 (1-2) : 115-128.

Savenkoff, C., M. Castonguay, D. Chabot, M.O. Hammill, H. Bourdages and L. Morissette. 2007b. Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling : Evidence of a fishery-induced regime shift ? Estuar. Coast. Shelf Sci. 73 (3-4) : 711-724.

Scheffer, M., S. Carpenter and B. de Young. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. Trends Ecol. Evol. 20(11) : 579–581.

Scott, W.B., and M.G. Scott. 1988. Atlantic Fishes of Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 219 : 731 p.

Sergeant, D.E. 1986. Present status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary. Naturaliste canadien 113 : 61–81.

Service hydrographique du Canada. 1997. Atlas des courants de marée : estuaire du Saint–Laurent, du Cap Bon–Désir à Trois Rivières. Pêches et Océans Canada. 108 p.

Sharp, G., R. Semple and B. Pilgrim. 2001. Distribution and abundance of marine plants in the nearshore of Cape Breton in potential oil and gas exploration areas. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/117, 41 p.

Shih, C.–T., A.J.G. Figuera and E.H. Grainger. 1971. A synopsis of Canadian marine zooplankton. Bull. Fish. Res. Board Can. 177, 264 p.

Siah, A., J. Pellerin, J.–C. Amiard, É. Pelletier and L. Viglino. 2003. Delayed gametogenesis and progesterone levels in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in relation to in situ contamination to organotins and heavy metals in the St. Lawrence River. Comp. Bioch. Physiol. Part C 135(2) : 145-156.

Shugart, L. R., D. Martineau and P. Béland. 1990. Detection and quantitation of benzo(a)pyrene adducts in brain and liver tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence and Mackenzie estuaries. Proceedings, International Forum for the future of the Beluga. *Edited by J. Prescott and M. Gauquelin.* Presses Université du Québec, Sillery, Québec, QC. pp. 219-223.

Silverberg, N., H.M. Edenborn and N. Belzile. 1985. Sediment response to seasonal variations in organic matter input. *In* Marine and estuarine geochemistry. *Edited by A.C. Sigleo and A. Hattori.* Lewis Publisher, Chelsea, Mi. pp. 69–79.

Simard, Y., and D. Lavoie. 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay–St. Lawrence Marine Park : hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure, variability, and significance for whales. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 1182–1197.

Simard, Y., D. Lavoie and F.J. Saucier. 2002. From plankton to whales : oceanography of a traditional whale feeding ground and marine park in the St. Lawrence estuary. Theme Session on Environmental Influences on Trophic Interactions. ICES CM 2002/N : 14.

Sirois, P., and J. Dodson. 2000. Influence of turbidity, food density and parasites on the ingestion and growth of larval rainbow smelt *Osmerus mordax* in an estuarine turbidity maximum. Mar. Ecol. Prog. Ser. 193 : 167–179.

Sissenwine, M.P. 1984. Why do fish populations vary ? *In* Exploitation of marine communities. *Edited by R.M. May.* Springer, New York. pp. 59–94.

Smith, B.S. 1981. Male characteristics in female mud snails caused by antifouling bottom paints. J. Appl. Toxicol. 1 : 22–25.

Smith, T.G., and M.O. Hammill. 1986. Population estimates of white whales *Delphinapterus leucas*, in James Bay, Eastern Hudson Bay, and Ungava Bay. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 : 1982–1987.

Sorensen, E.M. 1991. Metal poisoning in fish. CRC Press, 374 p.

Squires, H.J., and E.G. Dawe. 2003. Stomach contents of snow crab (*Chionoecetes opilio*) (Decapoda, Brachyura) from the northeast Newfoundland shelf. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 32 : 27–38.

Starr, M., L. St–Amand and L. Bérard–Therriault. 2002. State of phytoplankton in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2001. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/067.

Starr, M., L. St–Amand, L. Devine et L. Bérard–Therriault. 2003. État du phytoplancton dans l'Estuaire et le Golfe du Saint–Laurent en 2002. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/103.

Steven, D.M. 1974. Primary, and secondary production in the Gulf of St. Lawrence. Mar. Sci. Centre, M. Rep. 26 (McGill University).

St-Jean, S.D., S.C. Courtenay, É. Pelletier and R. St.Louis. 1999. Butyltin concentrations in sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) of the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. Environ.Technol. 20 : 181-190.

St-Jean, S.D., É. Pelletier and S.C. Courtenay. 2002a. Very low levels of water-borne butyltins modulate haemocyte function in the blue mussel, *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 236 : 155-161.

St-Jean, S.D., É. Pelletier and S.C. Courtenay. 2002b. Haemocyte functions and bacterial clearance affected in vivo by TBT and DBT in blue mussels, *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 236 : 163-178.

Strain, P. 1988. Chemical oceanography in the Gulf : present and future. *In* Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence. *Edited by P.M. Strain.* Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 159–173.

Sundby, B. 1974. Distribution and transport of suspended particulate matter in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci. 11 : 1517–1533.

Sutcliffe, W.H. Jr. 1973. Correlations between seasonal river discharge and local landings of American lobster (*Homarus americanus*) and Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 30 : 856–859.

Syvitski, J.P.M., and E.W.H. Hutton. 1996. *In situ* characteristics of suspended particles as determined by the floc camera assembly FCA. J. Sea Res. 36(1/2) : 131–142.

Templeman, W. 1985. Stomach contents of Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) from the Northwest Atlantic. NAFO Sci. Counc. Stud. 8 : 49–51.

Therriault, J.–C., and G. Lacroix. 1976. Nutrients, chlorophyll, and internal tides in the St. Lawrence estuary. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 2747–2757.

Therriault, J.–C., and M. Levasseur. 1985. Control of phytoplankton production in the lower St. Lawrence Estuary : Light and freshwater runoff. Naturaliste canadien 112 : 77–96.

Therriault, J.–C., J. Painchaud and M. Levasseur. 1985. Factors affecting the occurrence of *Protogonyaulax tamarensis* and shellfish toxicity in the St. Lawrence Estuary : freshwater runoff and the stability of the water column. *In* Toxic Dinoflagellates. *Edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.C. Baden.* Elsevier Science, New York. pp. 141–146.

Therriault, J.–C., L. Legendre and S. Demers. 1990. Oceanography and ecology of phytoplankton in the St. Lawrence Estuary. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, New York, Inc. pp. 269–290.

Therriault, J.–C, P.S. Galbraith, M. Starr and M. Harvey. 2002. Intrusions of Labrador Shelf waters into the Gulf of St. Lawrence and their potential influence on the plankton community and higher trophic levels. AZMP Bulletin PMZA 2 : 12–15.

Tian, R.C., A.F. Vézina, M. Starr and F. Saucier. 2001. Seasonal dynamics of coastal ecosystems and export production at high latitudes : a modelling study. Limnol. Oceanogr. 46(8) : 1845–1859.

Timme-Laragy, A.R., E.D. Levin and R.T. Di Giulio. 2006. Developmental and behavioral effects of embryonic exposure to the polybrominated diphenylether mixture DE-71 in the killifish. Chemosphere 62 :1097.

Trites, R.W. 1972. The Gulf of St. Lawrence from a pollution point of view. *In* Marine Pollution and Sea Life. *Edited by G. Ruivo.* FAO, Fishing News Books, London, UK. pp. 59–72.

Verbeek, N.H., and T.M. McGee. 1995. Characteristics of high-resolution marine reflection profiling sources. J. Appl. Geophys. 33(4) : 251–269.

Vézina, A.F., C. Savenkoff, S. Roy, B. Klein, R. Rivkin, J.–C. Therriault and L. Legendre. 2000. Export of biogenic carbon and structure and dynamics of the pelagic food web in the Gulf of St. Lawrence Part 2. Inverse analysis. Deep–Sea Res. Part II 47 : 609–635.

Viglino, L., É. Pelletier and L.E.J. Lee. 2006. Butyltin species in benthic and pelagic organisms of the Saguenay fjord (Canada) and imposex occurrence in common whelk (*Buccinum undatum*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 50 : 45-59.

Vincent, B. 1990. The macrobenthic fauna of the St. Lawrence Estuary. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, Berlin. pp. 321-343.

Vladykov, V.D. 1944. Étude sur les mammifères aquatiques. III. Chasse, biologie, et valeur économique du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve et du Golfe Saint–Laurent. Département des Pêcheries, Québec. 194 p.

Vörösmarty, C.J., M. Meybeck, B. Fekete, K. Sharma, P. Green and J.P.M. Syvitski. 2003. Anthropogenic sediment retention : major global impact from registered river impoundments. Global Planet. Change 39 : 169–190.

Walker, M.K., and R.E. Peterson. 1991. Potencies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners, relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, for producing early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquat. Toxicol. 21 : 219-238.

Waring, C.P., and A. Moore. 2004. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. Aquat. Toxicol. 66 : 93-104.

Weise, A., M. Levasseur, F.J. Saucier, S. Senneville, E. Bonneau, S. Roy, G. Sauvé, S. Michaud and J. Fauchot. 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 : 464–473.

Wirgin, I, C. Grunwald, S. Courtenay, G.–L. Kreamer, W.L. Reichert and J.E. Stein. 1994. A biomarker approach to assessing xenobiotic exposure in Atlantic tomcod from the North American Atlantic coast. Environ. Health Persp. 102 : 764–770.

Wolffish Recovery Team. 2003. National recovery plan for the northern wolffish, *Anarhichas denticulatus*, and spotted wolffish, *Anarhichas minor*, in eastern Canadian waters. National Recovery Plan. Recovery of Nationally Endangered Wildlife (RENEW). Ottawa, Ontario. (Draft document, February, 2004).

Worm, B., and R.A. Myers. 2003. Meta–analysis of cod–shrimp interactions reveals top–down control in oceanic food webs. Ecology 84(1) : 162–173.

Yeats, P.A. 1988a. Distribution and transport of suspended particulate matter. *In* Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence. *Edited by P.M. Strain.* Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 15–28.

Yeats, P.A., 1988b. Nutrients. *In* Chemical oceanography in the Gulf of St. Lawrence. *Edited by P.M. Strain.* Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 220 : 29–48.

Yeats, P.A., B. Sundby and J.M. Bewers. 1979. Mangenese recycling in coastal waters. Mar. Chem. 8 : 43–55.

Zakarauskas, P., D. Chapman and P. Staal. 1990. Underwater acoustic noise levels on the eastern Canadian continental shelf. J. Acoust. Soc. Am. 53 : 2064–2071.

Zakardjian, B.A., Y. Gratton and A.F. Vézina. 2000. Late spring phytoplankton bloom in the lower St. Lawrence Estuary : the flushing hypothesis revisited. Mar. Ecol. Prog. Ser. 192 : 31–48.

Zakardjian, B.A., J. Sheng, J.A. Runge, I.A. McLaren, S. Plourde, K.R. Thompson, and Y. Gratton. 2003. Effect of temperature and circulation on the population dynamics of *Calanus finmarchicus* in the Gulf of St. Lawrence and Scotian Shelf : study with coupled, three–dimensional hydrodynamic, stage–based life history model. J. Geophys. Res. 108(C11), 8016, doi : 10.1029/2002JC001410, 2003.

Zwally, H.J., M.B. Giovinetto, J. Li, H.G. Cornejo, M.A. Beckley, A.C. Brenner, J.L. Saba and D. Yi. 2005. Mass changes of the Greenland and Antarctic ice sheets and shelves and contributions to sea–level rise : 1992–2002. J. Glaciol. 51 : 509–527.